

第3章 汽水湖の現状と課題

3.1 汽水湖水質の現状と課題

3.1.1 汽水湖の環境基準達成状況

[1] 汽水湖の環境基準達成状況

汽水湖水質については、表 3.1.1-1～3 に示した水域別達成率(平成 21 年度公共用水域水質測定結果(環境省))を見ると、環境基準の達成率が海域類型指定のものも含めて低い傾向にある。

COD の環境基準では、約 10%未満(21 箇所中 2 箇所)である。また窒素及び磷については、どちらかを達成しているのが各々で約 27%(15 箇所中 4 箇所)、ともに達成していたのが約 13%(15 箇所中 2 箇所)であった。

このように達成率が低い要因の一つとしては、汽水湖が流域の最下流に位置すること、下水道の普及等により河川の評価項目である BOD が低減されているが、排出源が面的で特定しにくい市街地や農地等の非特定汚染源からの汚濁負荷等の影響や湖内での窒素やリンの内部生産などが挙げられる。

淡水湖においても、標高の低い流域の下流に位置するものは同様に COD 等の水質が良好ではなく、上記の理由が影響していることが考えられる(図 3.1.1-1)。

ただし、北海道の汽水湖においては、流域の泥炭からの腐植物質の存在(自然由来)が COD に影響しているものもある。

表 3.1.1-1 環境基準達成率 (BOD 又は COD)

水域	環境基準達成率	
全体	87.6%	
河川	92.3%	
湖沼	50.0%	汽水湖 9.5%
海域	79.2%	

※環境省(2010)「平成 21 年度公共用水域水質測定結果」

表 3.1.1-2 環境基準達成率 (湖沼における全窒素、全リン)

水域	全窒素のみ達成	全リンのみ達成	全窒素かつ全リン達成
湖沼 ^{※2}	15.4%	58.3%	52.2%
汽水湖 ^{※3}	26.7%	26.7%	13.3%

※1：環境省(2010)「平成 21 年度公共用水域水質測定結果」

※2：湖沼の達成率には汽水湖が含まれており、表示している汽水湖のものと重複する。

※3：汽水湖には海域の類型指定を受けているものも含まれる。

表 3.1.1-3 汽水湖の環境基準達成状況 (COD)

類型指定 水域の 区分	No	都道府県	水域名	類型	基準値 (mg/L)	75%値の 最大値 (mg/L)	環境基準 達成の 判定	平均値 (mg/L)
湖沼の 類型指定	1	北海道	網走湖	A	3	8.7	×	7.4
	2	北海道	春採湖	B	5	8.4	×	7.6
	3	青森県	小川原湖	A	3	8.5	×	5.5
	4	茨城県	涸沼	B	5	7.5	×	6.2
	5	福井県	北潟湖(乙)	B	5	10.0	×	6.8
	6	福井県	北潟湖(甲)	B	5	6.1	×	4.3
	7	福井県	三方五湖(乙)	B	5	5.9	×	4.5
	8	福井県	三方五湖(甲)	A	3	3.4	×	2.3
	9	静岡県	佐鳴湖	B	5	8.3	×	7.6
	10	愛知県	油ヶ淵	B	5	6.7	×	5.9
	11	鳥取県	湖山池	A	3	6.2	×	5.2
	12	鳥取県	東郷池	A	3	5.6	×	5.1
	13	鳥取・島根	中海及び境水道	A	3	5.9	×	4.1
	14	島根県	神西湖	B	5	6.3	×	5.4
	15	島根県	宍道湖	A	3	5.5	×	4.8
海域の 類型指定	16	北海道	厚岸湖	B	3	5.1	×	4.2
	17	北海道	サロマ湖	A	2	2.7	×	1.8
	18	北海道	能取湖	B	3	1.7	○	1.5
	19	北海道	風蓮湖	A	2	8.7	×	6.3
	20	静岡県	猪鼻湖	B	3	2.5	○	2.4
	21	静岡県	浜名湖	A	2	2.2	×	1.8
環境基準達成湖沼数(○印の数)					2 湖沼			
環境基準達成率(○印の率)					9.5 %			

※環境省(2010)「平成21年度公共用水域水質測定結果」より作成。

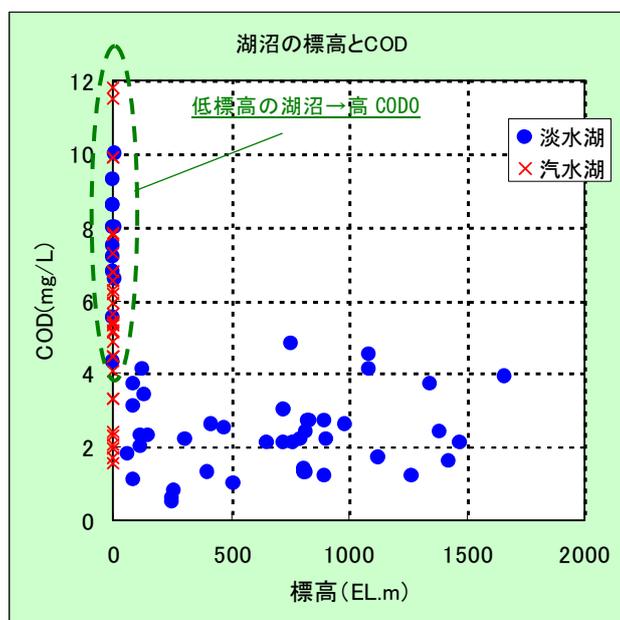


図 3.1.1-1 汽水湖と標高別淡水湖の COD (平成 21 年の年平均値)

表 3.1.1-4 汽水湖の環境基準達成状況(全窒素(TN)・全磷(TP))

類型指定 水域の 区分	No	都道府県	水域名	類型	全窒素				全磷				環境基準 達成の判定 (窒素・磷)
					基準値 (mg/L)	平均値の 最大値 (mg/L)	環境基準 達成の 判定	平均値 (mg/L)	基準値 (mg/L)	平均値の 最大値 (mg/L)	環境基準 達成の 判定	平均値 (mg/L)	
湖沼の 類型指定	1	北海道	網走湖	Ⅳ	0.60	1.20	×	1.20	0.050	0.072	×	0.072	×
	2	北海道	春採湖	Ⅴ	1.00	0.82	○	0.77	0.100	0.061	○	0.054	○
	3	茨城県	涸沼	Ⅳ	0.60	2.00	×	1.90	0.050	0.096	×	0.079	×
	4	福井県	北潟湖(乙)	Ⅳ	0.60	1.60	×	1.20	0.050	0.180	×	0.150	×
	5	福井県	北潟湖(甲)	Ⅳ	0.60	0.70	×	0.70	0.050	0.090	×	0.090	×
	6	福井県	三方五湖(乙)	Ⅳ	0.60	0.78	×	0.62	0.050	0.067	×	0.052	×
	7	鳥取県	湖山池	Ⅲ	0.40	0.80	×	0.74	0.030	0.080	×	0.074	×
	8	鳥取・島根	中海及び境水道	Ⅲ	0.40	0.51	×	0.42	0.030	0.059	×	0.040	×
	9	島根県	神西湖	Ⅳ	0.60	0.83	×	0.81	0.050	0.110	×	0.110	×
	10	島根県	宍道湖	Ⅲ	0.40	0.48	×	0.46	0.030	0.040	×	0.038	×
海域の 類型指定	11	北海道	サロマ湖	Ⅰ	0.20	-	○	0.20	0.020	-	×	0.024	×
	12	新潟県	加茂湖	Ⅱ	0.30	-	○	0.26	0.030	-	×	0.032	×
	13	静岡県	浜名湖(イ)	Ⅱ	0.30	-	○	0.21	0.030	-	○	0.023	○
	14	静岡県	浜名湖(ハ)	Ⅲ	0.60	-	×	0.66	0.050	-	○	0.042	×
	15	静岡県	浜名湖(コ)	Ⅲ	0.60	-	×	0.61	0.050	-	○	0.031	×
環境基準達成湖沼数(○印の数)					4 湖沼				4 湖沼				2
環境基準達成率(○印の率)					26.7 %				26.7 %				13.3%

※環境省(2010)「平成21年度公共用水域水質測定結果」より作成。

[2]汽水湖環境の評価

以上のように汽水湖では、環境基準の達成状況が河川や海域はもとより、湖沼全体と比べても低く、アオコや赤潮なども発生している湖沼が見られている。このため、汽水湖の環境基準を達成させることは、水質保全上、重要な課題の一つである。ただし、「自治体アンケート」の回答などからの汽水湖へのニーズを踏まえると、現在の環境基準のみによる評価で汽水湖環境を表現することができない可能性が指摘される。

例えば湖内の植物プランクトンの発生(アオコの発生等)状況は塩分に応じて異なる(前述「2.3.1 汽水湖に生息する生物の特徴」を参照)。また汽水湖では、塩分の影響により上水道用水、工業用水、農業用水等の利水が行われていない反面、盛んになっている水産が重視されており、水産資源に対しては表層での有機物(COD)ではなく、底層の貧酸素化などが重要な問題になりやすい傾向がある。

よって、汽水湖環境については、汽水湖固有の特性や課題、地域からのニーズを踏まえつつ評価を行うことが必要であり、対策等を行うには塩分や底層の硫化水素、溶存酸素量(DO)などに着目することが重要となる。

なお、対策等を行う際に参考にするための指標を次項 4.2 で後述した。

<コラム 10> 大気降下物負荷による水質への影響

宍道湖および宍道湖集水域の75%を占める斐伊川のCODについて、図C10-1 上段に経年変化を示す。CODは斐伊川がほぼ横這いであるのにも関わらず、宍道湖が上昇傾向にあり、斐伊川の約2倍程度であることから、湖内生産が活発であることが伺える。

図C10-1 下段は全窒素(TN)の経年変化を示したものであり、宍道湖・斐伊川とも濃度上昇がみられており、宍道湖の濃度上昇は斐伊川の上昇が影響していると考えられる。ただし、近年、斐伊川は冬季に全窒素の上昇が大きく、その他の季節は変化がないことから、斐伊川の濃度上昇は中国大陸からの越境汚染が関与している可能性が考えられている。

Yoshioka ら (2009) ^{※1} は松江に降る雨・雪の全窒素を測定し、西高東低の気圧配置の時に降る雨・雪の全窒素が高くなることを指摘している。また Kamiya ら (2008) ^{※2} はその影響により斐伊川の冬季の全窒素が上昇していると述べている。全窒素の上昇が流域の森林荒廃が原因であれば夏季にも斐伊川の全窒素が上昇するはずであるが、夏季はほぼ横這いであるため、森林荒廃が主な原因とは考えにくいと思われる。

※1 : Yoshioka K, Kamiya H, Kano Y, Saki Y, Yamamuro M, Ishitobi Y (2009) The relationship between seasonal variations of total-nitrogen and total-phosphorus in rainfall and air mass advection paths in Matsue, Japan, Atmospheric Environment, 43: 3496-3501. DOI 10.1016/j.atmosenv.2009.04.027

※2 : Kamiya H, Kano Y, Mishima K, Yoshioka K, Mitamura O, Ishitobi Y (2008) Estimation of long-term variation in nutrient loads from the Hii River by comparing the change in observed and calculated loads in the catchments. Landscape Ecol Eng 4: 39-46. DOI 10.1007/s11355-008-0040-9

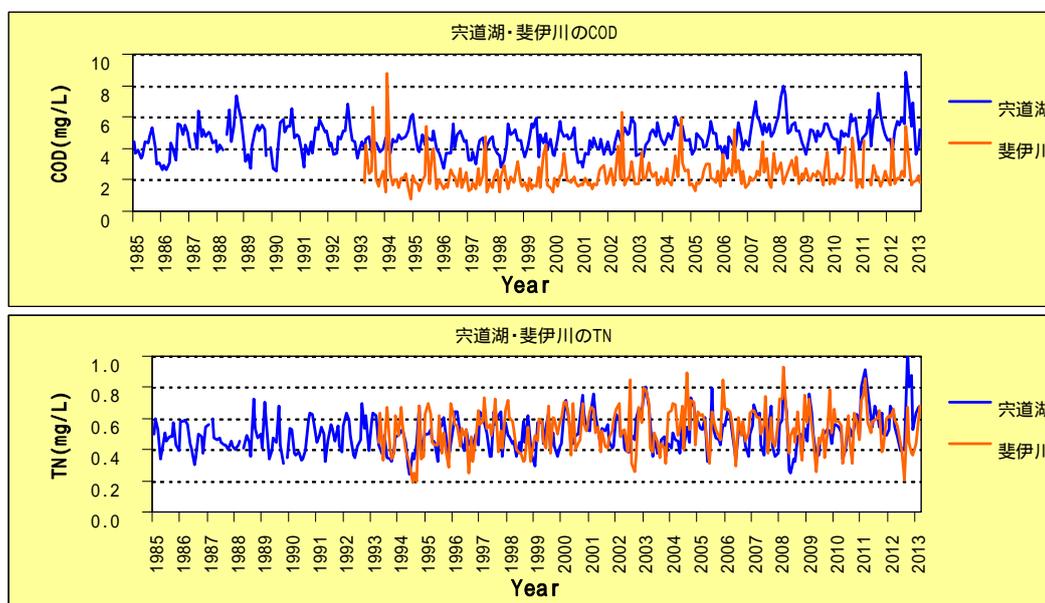


図 C10-1 宍道湖及び斐伊川のCOD、TN(全窒素)の経年変化図

※島根県保健環境科学研究所データ

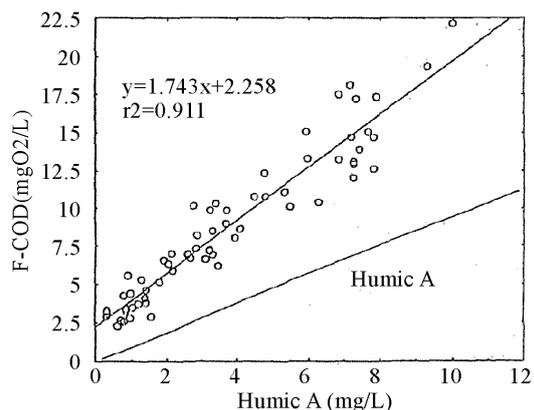
<コラム 11>汽水湖における COD の留意点

(1) 難分解性有機物（腐植物質）による COD への影響

汽水湖が多く存在する北海道地方においては、流域の泥炭から流出する難分解性有機物（腐植物質）により COD が高くなっている傾向（前述の表 3.1.1-3 参照）が見られている。

例えば風蓮湖では、環境基準の類型指定が海域 A 類型イ（COD では 2mg/L 以下）であったが、流入河川には流域湿地帯（泥炭）から流出する腐植物質により元来 COD が高く、風蓮湖もその腐植物質による影響が軽視できないことから、COD の基準値が 5mg/L 以下に修正されている。

図 C11-1 は、八戸ら(1993)^{*1} がとりまとめた風蓮湖及び流入河川における溶存態 COD と腐植物質の一種であるフミン酸（Humic A）の関係を示したものである。これを見ると、溶存態 COD はフミン酸と高い相関が見られており、その溶存態 COD の半分近くがフミン酸であることが伺える。



※1: 八戸法昭, 石川清, 高坂智, 長野満 (1993)「風蓮湖水質環境の現状と問題点」衛生工学シンポジウム論文集 1, PP353-358.

図 C11-1 溶存態 COD とフミン酸の関係^{*1}
(風蓮湖及びその流入河川)

(2) COD 増加に伴う貧酸素化の可能性

水中の有機物（COD）の増加は酸素の消費を促進して貧酸素化をもたらす要因の一つになる。一方、酸素消費が少なくても、酸素供給が少なれば貧酸素化は進行する。

山室ら(2011)^{*2}は「汽水湖において COD が貧酸素化をもたらす有機物の指標として適切かどうか」、「汽水湖で生じる貧酸素化は水中の有機物の削減によって抑制できるか」について宍道湖を例にして検討している。

この結果、貧酸素化の要因は COD として測定される有機物の分解によって酸素消費量が増えるよりも、湖水が停滞することにより酸素供給が減少することの方が明確であったと指摘している。すなわち、塩分上昇に伴って成層状態が強化されていることにより底層への酸素供給が減少していることなどが貧酸素化の主要因であると考えられている。特に汽水湖では塩分の存在により成層が強固になりやすいので、そのようなケースが十分考えられる。

このようなことから汽水湖で貧酸素化を抑制するには、COD よりも成層の強固化等に
着目した対策を優先すべきと考えられる。このため、貧酸素化対策を講じる際には、対
象とする汽水湖の貧酸素化要因(成層なのか、COD なのか)を把握した上で手法等を検討
する必要がある。

※2：山室真澄, 神谷宏, 石飛祐(2011)「汽水湖沼である宍道湖における成層に伴う貧酸素化と COD(Mn)との
関係」水環境学会誌 Vol. 34 No. 42, PP57～64.

(3) 汽水湖における COD 分析手法

COD については、試料に塩分を含む場合、塩化物イオンが分析に支障を来すため、硫
酸銀や硝酸銀等を用いて塩化物イオンをマスキングする必要がある。ただし、そのマシ
キング条件(硫酸銀や硝酸銀の量、攪拌時間、遮光条件等)に応じ、COD 値がばらつく
ことが指摘されている(中牟田ら, 1994^{※3}、鷹野ら, 2008^{※4}など)。

例えば、中牟田ら(1994)^{※3}は遮光していない場合に COD が異なったことを指摘してい
る。鷹野ら(2008)^{※4}によると海水の COD 分析結果が各分析機関で真値からずれることが
見られており、また添加するものに応じた攪拌条件(回転速度、攪拌時間)や硝酸銀を
用いたときの長時間の攪拌時における室内灯の影響などに留意する必要があることを
指摘している。いずれにせよ酸化銀生成に伴う触媒作用等により水中の有機物が分解さ
れ、COD が低くなることから、COD の分析は必ず遮光条件下で行う必要がある。

このようなことは塩水を含む汽水湖においても想定される課題である。このため、COD
の分析に際しては、JIS 規格に即した方法で行うとともに、硝酸銀等を等量より多めに
入れることや塩化銀の沈殿が確実に行われていることを確認するなど、塩分の影響を受
けないよう塩分のマスキングを適切に行うことに留意する必要がある。

※3：中牟田啓子, 山中栄美, 松原英隆(1994)「海水の COD 分析方法についての検討」福岡市衛生試験所所
報 20 号, PP200～202.

※4：鷹野洋, 藤田和男, 斎藤直己, 田邊英子(2008)「海水の COD 分析についての一考察」岡山県環境保健セ
ンター年報 32, PP31～34.

3.1.2 汽水湖における水質・底質調査実施状況

汽水湖における水質調査実施状況について、「自治体アンケート」及び、公共用水域水質調査結果、そのほか国土交通省が管理している水文水質データベースのホームページで公表されている水質調査結果から情報を収集した。

その結果の特徴としては、次のようなことが挙げられる。

- 水温、塩分、pH、透明度、COD、溶存酸素量(DO)、全窒素(TN)、全リン(TP)が主な項目として測定されている汽水湖が多い。中には TOC、硫化物イオンが測定されている汽水湖もある。
- 調査頻度としては、通年で 12 回、6 回、4 回測定が毎年行われている汽水湖が多い。中には一時的に調査を行った汽水湖もある。
- 調査水深は、上下層(中層を含める場合もある)で測定している汽水湖があるが、上層のみ測定している汽水湖もある。中には自動観測機を用いて多水深で測定している汽水湖もある。

なお、汽水湖では水深が浅くとも、塩分に応じ、湖内で強固な成層形成やそれに伴う底層の貧酸素化などの現象が見られる。そのような底層の貧酸素化の状況を把握するには、鉛直方向の調査(少なくとも上下層)を行うことが望ましい。

また硫化水素の状況を把握する場合には、硫化水素を直接測定することが重要になるが、簡易に測定できる酸化還元電位 (ORP)なども測定しておくことが望ましい。

3.1.3 汽水湖水質の課題

汽水湖における水質に関する課題としては、底層の貧酸素化が挙げられる。貧酸素化は、酸欠や硫化水素発生を通じて水生生物へ影響を及ぼす要因になる。また強風が一定時間連続して吹いた場合には青潮が生じて魚類の斃死等の被害をもたらす。塩淡水境界面が上昇すると、貧酸素水塊が拡大して水生生物への影響が大きくなりやすいことが懸念される。このほか、淡水湖と同様に栄養塩類の溶出に伴う富栄養化の促進なども懸念される。

ただし、底層の貧酸素化は、閉鎖的な地形要因、塩分成層形成などにより自然条件で生じうる側面もある。

また水質の課題としては、植物プランクトンの異常増殖に伴うアオコや赤潮の発生も挙げられる。

以上のような背景を踏まえ、ここでは以下の項目に沿って汽水湖における水質に関する課題を整理した。

[1] 底層の貧酸素化とそれに伴う影響

- (1) 底層の貧酸素化の発生
- (2) 自然条件でも生じうる底層の貧酸素化
- (3) 青潮の発生とその影響
- (4) 硫化水素の発生による影響

[2] 植物プランクトンの異常発生(アオコ・赤潮)

なお底層の貧酸素化は、底質変化(還元化・細粒化)による影響をもたらしやすい。これについては、次項「3.1.4 底質環境の悪化」で詳述する。

[1] 底層の貧酸素化とそれに伴う影響

(1) 底層の貧酸素化の発生

閉鎖性水域においては、湖内流動、水温や塩分に伴う密度成層、湖沼地形(閉鎖度や水深等)、流域からの有機物や栄養塩類の流入負荷、水域内部での有機物負荷の増加、人為的な改変(浚渫等)などが要因になって底層に貧酸素水塊が形成されやすい。

汽水湖においても、「2.2.1 成層とそれに伴う現象」で前述したとおり、底層の貧酸素化が問題の一つになっている。

底層の貧酸素化は後述する青潮や硫化水素の発生、底質環境の悪化などの問題を引き起こしやすいとともに、酸欠や硫化水素等は水産資源を含む水生生物への影響、水産資源の生息環境の縮減、水産資源量の減少を促進させる。このことから、貧酸素水塊の縮小・解消は重要な課題である。

図 3.1.3-1～2 は網走湖の水温、塩分、溶存酸素量(DO)等の鉛直分布を例示したものである。このうち網走湖や中海では通年で塩分成層が形成され、底層の貧酸素化が生じている。浜名湖は年に1回以上混ざっているが、塩分成層が形成されているときには底層が貧酸素化している。

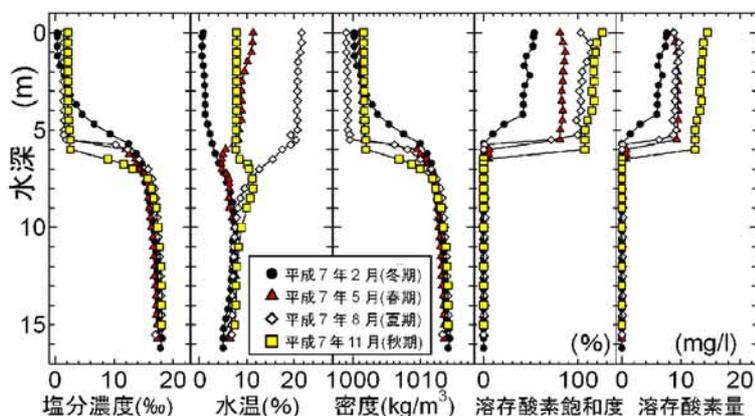


図 3.1.3-1
網走湖の塩分・水温・溶存酸素飽和度及び溶存酸素量(DO)鉛直分布
※湖沼技術研究会(2007)「湖沼における水理・水質管理の技術」国土交通省, PP6-6.

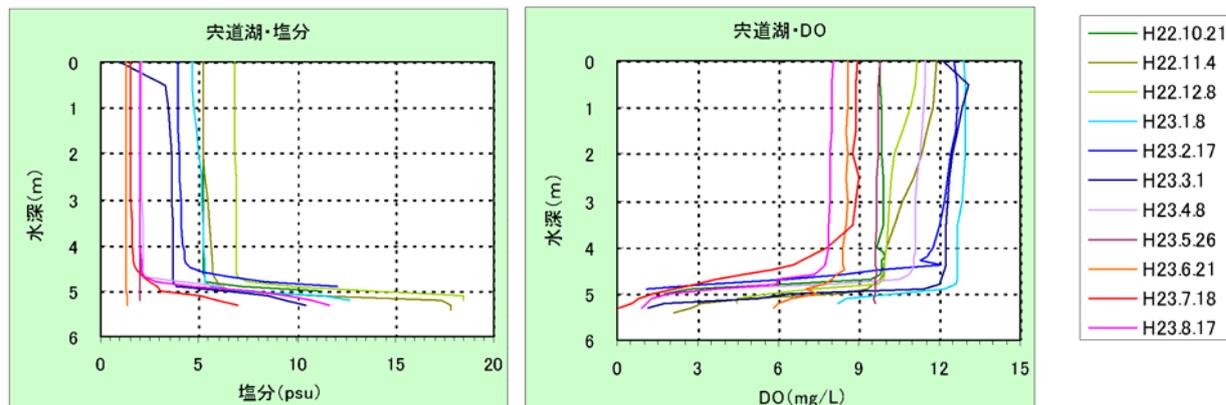
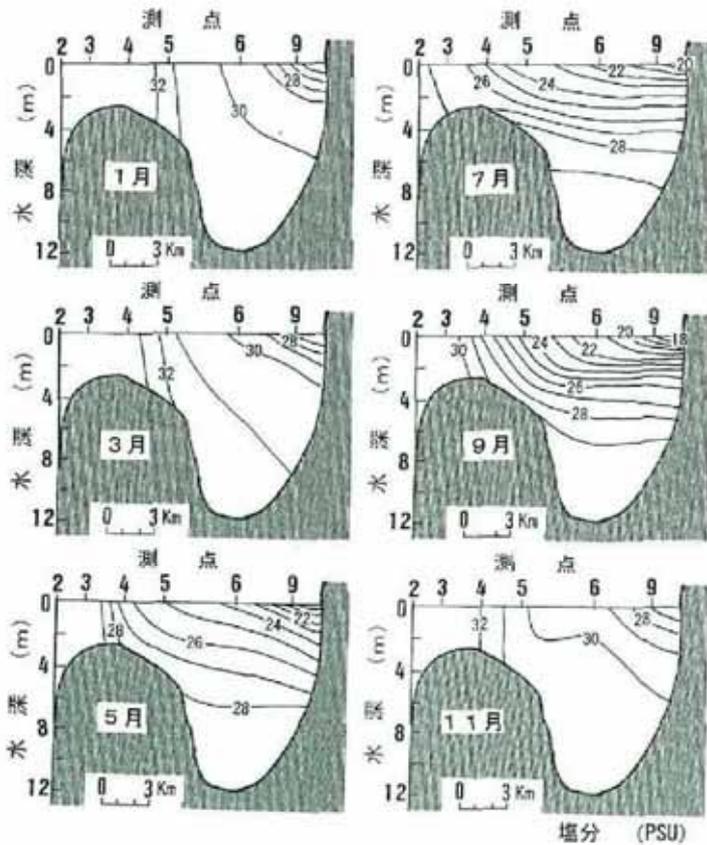


図 3.1.3-2(1) 宍道湖の塩分・溶存酸素量(DO)鉛直分布

※環境省(2010～2011)

■塩分



■上段：溶存酸素量 (DO)、
下段：水温

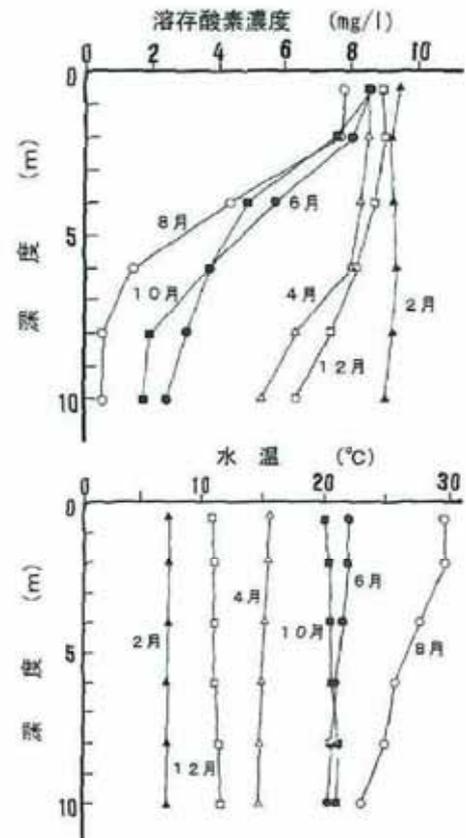


図 3. 1. 3-2(2) 浜名湖の塩分鉛直分布縦断変化、溶存酸素量 (DO) ・水温鉛直分布

※塩分：1972年～1979年の月毎平均値(今切口～都田川河口)

※溶存酸素量(DO)・水温：1989年～1993年の各月平均値(湖心)

※松田義弘(1999)「浜名湖のふしぎー内湾の自然と海水の動き」静岡新聞社, PP48～49.

<コラム 12>シジミの貧酸素耐性

シジミが漁獲対象の一つになっている汽水湖は多く見られる。しかし、貧酸素水塊の形成は、シジミにとって酸欠や硫化水素の発生による影響を大きく受ける。「自治体アンケート」でもそのような問題が指摘されている。

シジミ類の生息環境を考える際に溶存酸素量(DO)については、2~4mg/L以上が好ましいと考えられる(後述「4.3.2 参考とするための汽水湖の目安について」を参照)。地球温暖化の進行等による貧酸素水塊の拡大並びに継続時間の増加は、シジミ等の水産資源に多大な影響を与える可能性が考えられる。

図 C12-1 は中村(1998)^{※1}によりとりまとめられたシジミの貧酸素耐性を示したものである。本図を見ると、シジミは溶存酸素量(DO)が 1.5mg/L 以上では実験期間の 30 日間でへい死がみられないが、溶存酸素量(DO)が 1.0mg/L 以下になると 20 日以上は生存できなくなっている。また中村(1998)^{※1}は、高水温、低塩分、飢餓状態では低酸素に対する耐性が弱くなる傾向があることを指摘している。また宍道湖の場合、ヤマトシジミが 1m² 当たり 1000 個体以上の高密度で生息しているのは、溶存酸素量(DO)が 4mg/L 以上の場所である。

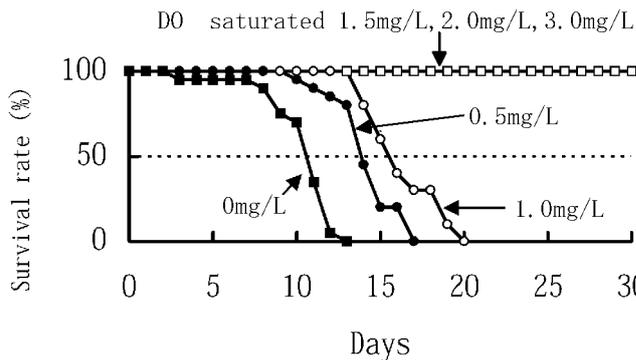


図 C12-1

ヤマトシジミの貧酸素耐性^{※1}

※1: 中村幹雄(1998)「島根県水産試験場研究報告(第9号)―宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica* PRIME と環境との相互関係に関する生理生態学研究」(島根県水産試験場研究報告 第9号, PP78~99.)

水生生物は、貧酸素水塊に含まれる硫化水素も大きな影響要因になると考えられる(後述「(4)硫化水素の発生による影響」を参照)。

日向野ら(2009)^{※2}は、生物に対しては硫化水素、特に分子状 H₂S の毒性が極めて高いことを述べている。間隙水中の硫化水素の測定技術が未確立であることが課題であるが、最近、管原ら(2012)^{※3}によって簡易な硫化水素の測定方法が開発されている。このことから、今後、現場での斃死原因として硫化水素が及ぼしている影響が解明されていくと期待される。

※2: 日向野純也, 品川明(2009)「アサリの代謝生理からみた貧酸素の影響とその対策」生田和正・日向野純也・桑原久実・辻本哲郎(編), 日本水産学会監修, 水産学シリーズ 161 アサリと流域圏環境―伊勢湾・三河湾での事例を中心として, 恒星社厚生閣, PP87~100.

※3: 管原庄吾, 坂本達也, 鮎川和泰, 木本克則, 千賀有希子, 奥村稔, 清家泰(2012)「有明海北東部タイラギ漁場における海底堆積物中溶存硫化物の経月変化」陸水学雑誌, 73, PP23~30.

(2) 自然条件でも生じうる底層の貧酸素化

底層の貧酸素化は、流域からの有機物や栄養塩類の流入負荷、人為的な改変(浚渫等)等が要因の一つとして挙げられる。ただし、閉鎖性水域における底層の貧酸素化は周辺地形や流入する河川の大小など元々の自然環境に左右される部分があり、汽水湖においても閉鎖的な地形要因に加え、塩分成層が形成されやすい特性などにより自然条件でも生じうる側面がある。

表 3.1.3-1 は 1937 年までに溶存酸素量(DO)鉛直分布を観測した湖沼数とその中で無酸素層が確認された湖沼数である。湖沼では人為的影響が現在より比較的少ない昔においても無酸素層が生じており、そのうち汽水湖では 29 湖沼のうち 15 湖沼で無酸素層が生じていた。

表 3.1.3-1 溶存酸素量(DO)鉛直分布を観測した湖沼数と
その中で無酸素層が確認された湖沼数(1937年まで)

湖沼型	①全観測湖沼数	②無酸素層が観測された湖沼数	②/①	無酸素層の厚さ (最小～最大)
貧栄養湖	47	3	6%	1m
中栄養湖	64	37	58%	0.5～4.5m
富栄養湖	37	20	54%	1～10m
腐植栄養湖	13	7	54%	0.3～2m
酸性湖	20	6	30%	0.5～32m
汽水湖	29	15	52%	1～30m
全体	210	88	42%	0.3～32m

※Yoshimura, S. (1938) “Dissolved oxygen of the lake waters of Japan” Science Reports of the Tokyo Bunrika Daigaku 2(8), PP63～277

(3) 青潮の発生とその影響

青潮(図 3.1.3-3、現象については前述「2.2.2 汽水湖の混合様式」を参照)は、汽水湖の問題の一つになっている。「自治体アンケート」によると、網走湖や中海、浜名湖などで青潮に伴う水産資源への影響が問題とされている。

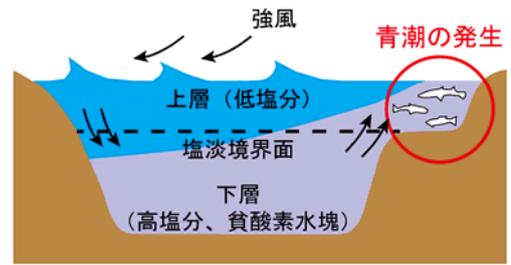
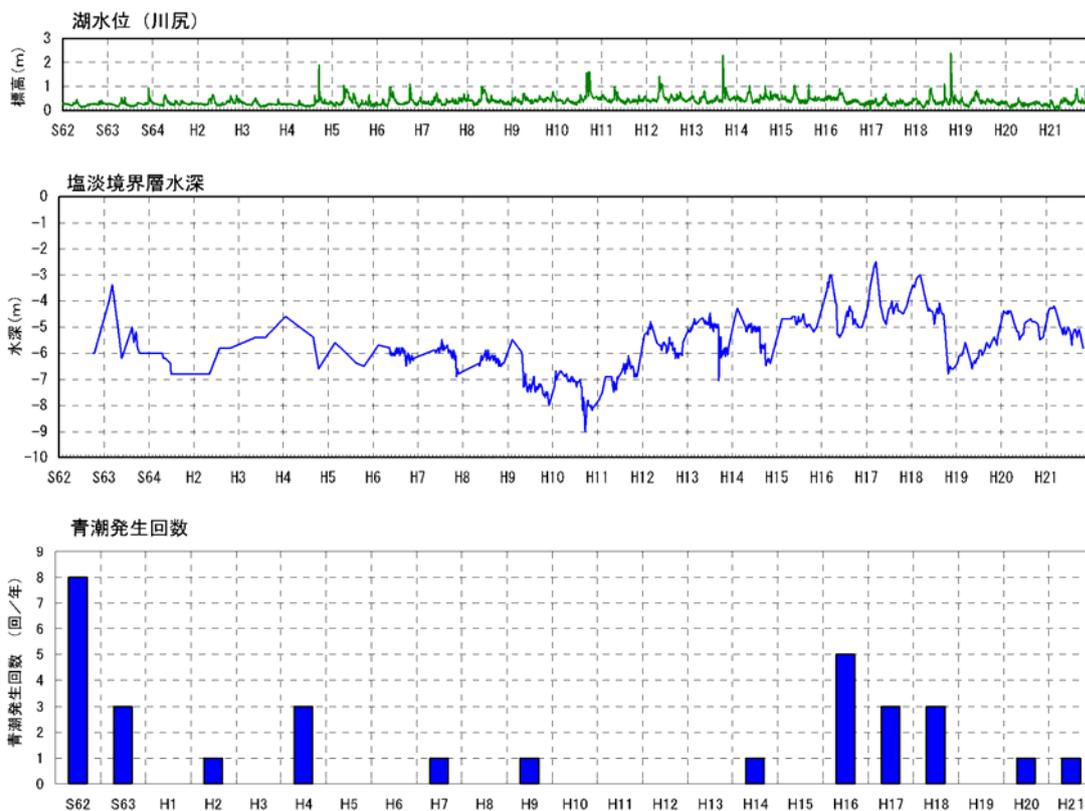


図 3.1.3-3 青潮の概念図

網走湖では、底層が貧酸素化している傾向があり、昭和 62 年から青潮が発生するようになった。青潮の発生は、水中の酸素不足から魚類等の斃死などの被害が懸念され(図 3.1.3-4)、塩淡境界面が浅い位置にあると青潮が発生しやすいおそれがある。このため、現在、塩淡境界層の上昇を抑制するために、湖口下流に塩分調節堰を設け、塩水遡上量を調節する対策が進められている。



網走湖では、塩淡境界層が上昇した平成 16 年から平成 18 年にかけて、塩淡境界層が高く、青潮の発生頻度が多く、平成 16 年は 5 回、平成 17 年は 3 回、平成 18 年は 3 回発生している。平成 18 年 10 月の大規模な出水や塩分調節の対策により塩淡境界層の上昇が抑制され、青潮発生回数が減少している。

図 3.1.3-4 網走湖における塩淡境界層の推移と青潮発生状況

※網走湖水環境改善施策検討委員会(2010)「網走湖水環境改善施策検討最終報告書」国土交通省北海道開発局 網走開発建設部, PP2-15.

中海においても、平成 14 年夏季などに青潮により魚類等の斃死が見られている(図 3.1.3-5)。また西風が卓越して中海の成層の傾きが生じた場合、中海の貧酸素水塊が大橋川に流れ込むことがあり、平成 14 年 8 月初旬に大橋川のヤマトシジミが斃死している(図 3.1.3-6)。

中海から大橋川・宍道湖への逆流については、基本的には潮汐が駆動させているが、Ishitobi ら(1993)^{※1} は大きな流入は低気圧の通過に伴う海水面の上昇と小潮のように逆流時間が長く続く場合に発生していることを指摘している。

※1:Yu ISHITOBI, Hiroshi KAMIYA and Hiroshi ITOGAWA(1993) “Tidal, Meteorological and Hydrological Effects on the Water Level Variation in a Lagoon, Lake Shinji” Jpn. J. Limnol., 54, 1, PP69-79.

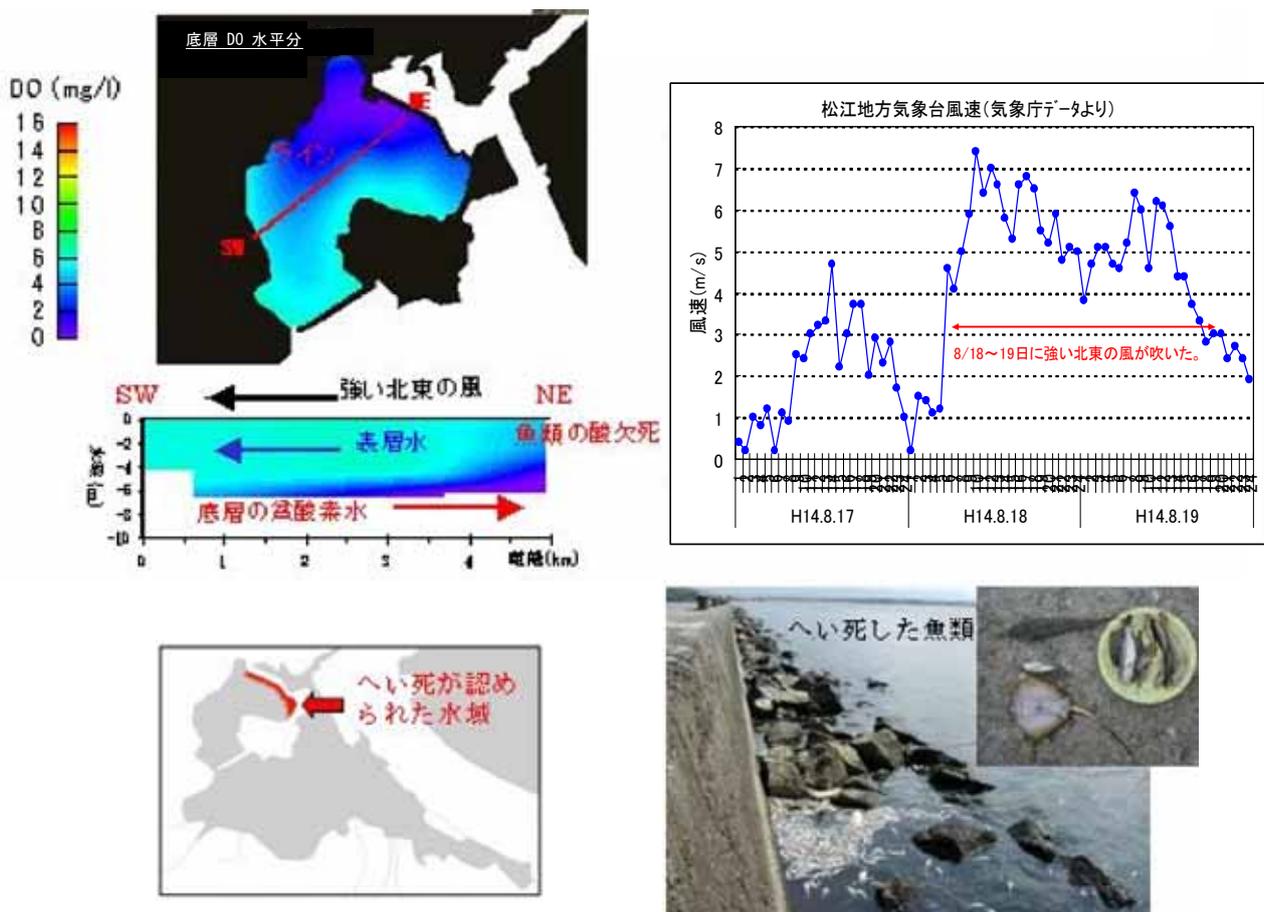


図 3.1.3-5 中海(本庄水域)の青潮現象に伴う魚類等の斃死の事例(平成 14 年 8 月)

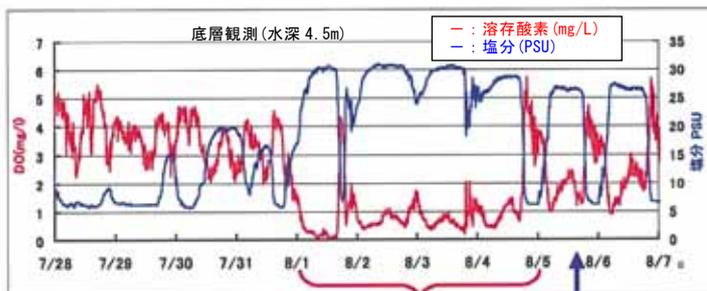
※島根県ホームページ

(http://www.pref.shimane.lg.jp/suigi/naisuimen/kaisetu/sinjiko_nakaumi9.html)

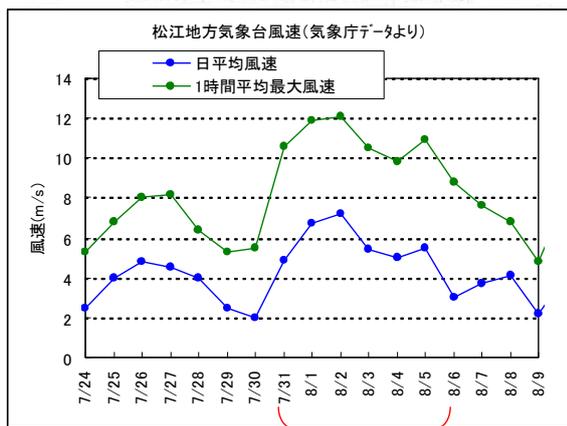
※風速経時変化図は気象庁の松江地方気象台データに基づき作成。



へい死したヤマトシジミ (右側)

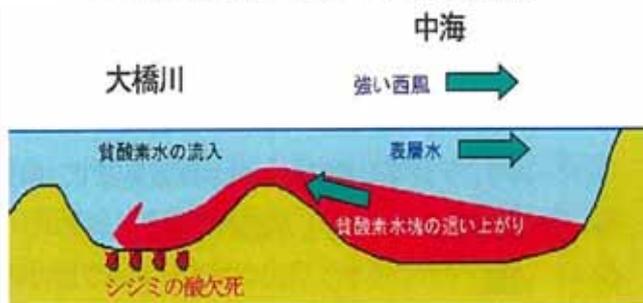


へい死前後の大橋川の塩分・DO (水深4.5m)



7/31~8/5にかけて強い西風が吹いた。

へい死前後の松江地方気象台の風速



中海における貧酸素水塊の湧き上がり
と大橋川への流入の模式図

※中海・大橋川・宍道湖の位置関係



図 3.1.3-6 大橋川の青潮に伴う魚類等の斃死の事例 (平成 14 年 8 月初旬)

※島根県ホームページ(http://www.pref.shimane.lg.jp/suigi/naisuimen/kaisetu/sinjiko_nakaumi8.html)

※風速経時変化図は気象庁の松江地方気象台データに基づき作成。

また近年では宍道湖でも風に伴う青潮が見られている。平成24年9月には、強い西風に伴う吹送流により宍道湖西岸域で青潮が生じ、宍道湖沿岸部や流入河川の十四間川(五右衛門川)河口で魚類の斃死が見られている。

このときの十四間川(五右衛門川)河口で生じた青潮の発生メカニズムについて、増木ら(2013)^{※2}が報告している(図3.1.3-7)。宍道湖で成層が形成されている中、西風に伴う吹送流により宍道湖の塩水(塩分6~7%)が河口部の下層へ流れ込み、さらに風が強くなったことにより宍道湖の深場に滞留する水(塩分8~10%)がその塩分6~7%の水の下層へ潜り込むこととなった。その結果、塩分8~10%の水が先に流れ込んだ塩分6~7%の水を水面近くまで持ち上げることとなり青潮が発生し、魚類等へ影響をもたらした可能性があると考えられている。

よって、このような青潮に対する対策を行う際には、宍道湖の深場に滞留する塩水(このときでいう塩分8~10%のもの)よりもその上層にある塩水(このときでいう塩分6~7%のもの)における溶存酸素量(DO)や硫化水素等に注目する必要があると述べている。

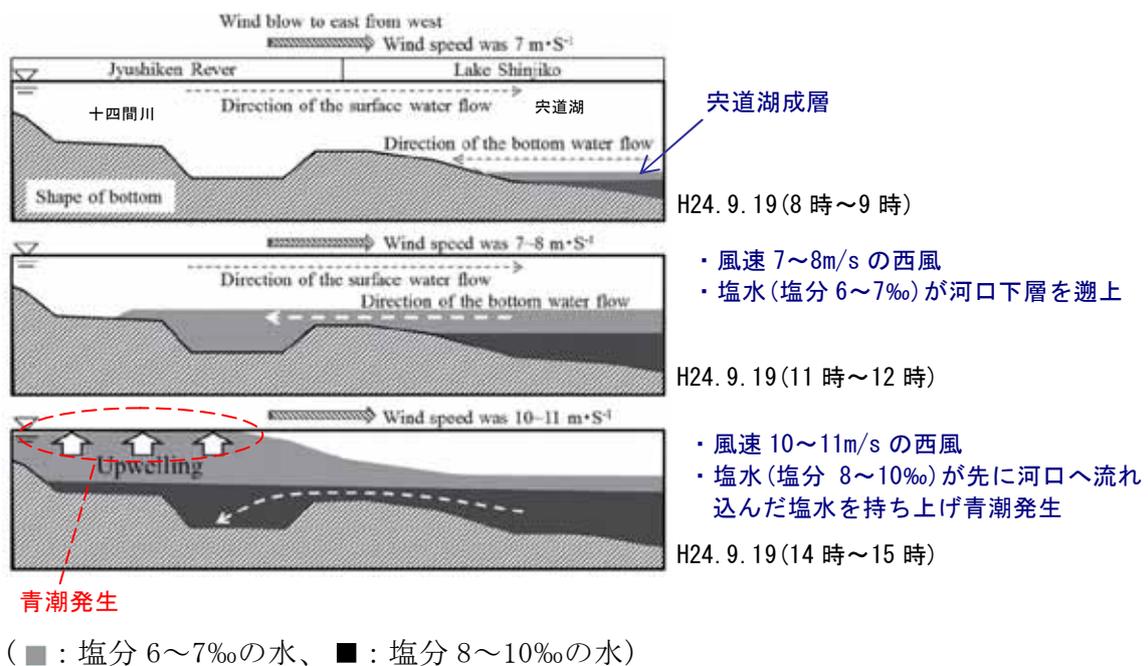


図3.1.3-7 宍道湖西岸十四間における平成24年9月の青潮発生状況^{※2}

※2: 増木新吾, 戸島邦哲, 別所大, 和田洋一, 菅原庄吾(2013)「宍道湖西岸十四間川における青潮発生時の水質変化」水環境学会誌 Vol. 36 No. 5, PP143~148.

<コラム 13> 塩淡境界面上昇

汽水湖においては湖内の塩淡境界面が上昇することがあり、このような塩淡境界面上昇は、青潮発生やそれに伴う水生生物の生息・生育等へ影響などを促すおそれがある。

例えば網走湖では塩淡境界面が平成 11 年ごろから上昇傾向にあり（図 C13-1）、平成 16 年～18 年には水深 2.0～4.0m まで及んでいた。一方、その水深近くに生息しているシジミの減少（図 C13-2）が見られている。また網走湖で問題になっているアオコや青潮の発生は、塩淡境界面が高くなっている時期に見られている（図 C13-3）。

このようなことから、網走湖では平成 18 年 1 月から実験的に塩淡境界面上昇を抑制する取組が行われている。平成 18 年 10 月の出水も重なり、それ以降、塩淡境界面上昇が抑制され、シジミ推定資源量も平成 21 年には 19 年と比べて 25%程度増加していた（渡辺, 2010. 3）^{*1}、後述「4. 4. 2 塩分調節の概要」を参照）。

※渡辺智治(2010. 3)「網走湖のヤマトシジミの資源－2009 年の資源回復傾向－」地方独立行政法人北海道立総合研究機構 水産研究本部ホームページ, マリンネット北海道 試験研究は今 No. 659
(<http://www.fishexp.hro.or.jp/cont/marine/o7u1kr0000006a00-att/o7u1kr0000006kgk.pdf>)

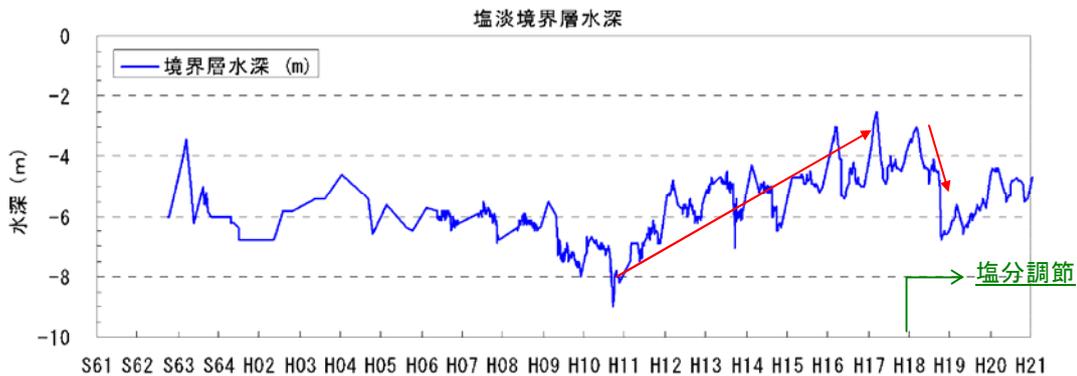


図 C13-1 網走湖の塩淡境界層水深の経年変化

※網走湖水環境改善施策検討委員会(2010)「網走湖水環境改善施策検討最終報告書」国土交通省北海道開発局網走開発建設部, PP2-15.

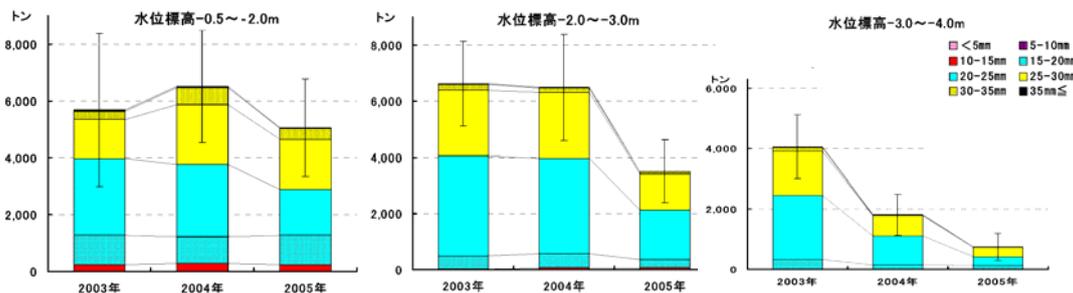


図 C13-2 網走湖の標高別シジミ推定個体数の推移

※田村亮一(2006. 3)「網走湖のヤマトシジミの資源－最近の動向について－」地方独立行政法人北海道立総合研究機構 水産研究本部ホームページ, マリンネット北海道 試験研究は今 No. 565
(<http://www.fishexp.hro.or.jp/cont/marine/o7u1kr0000008i0c-att/o7u1kr0000008i8l.pdf>)

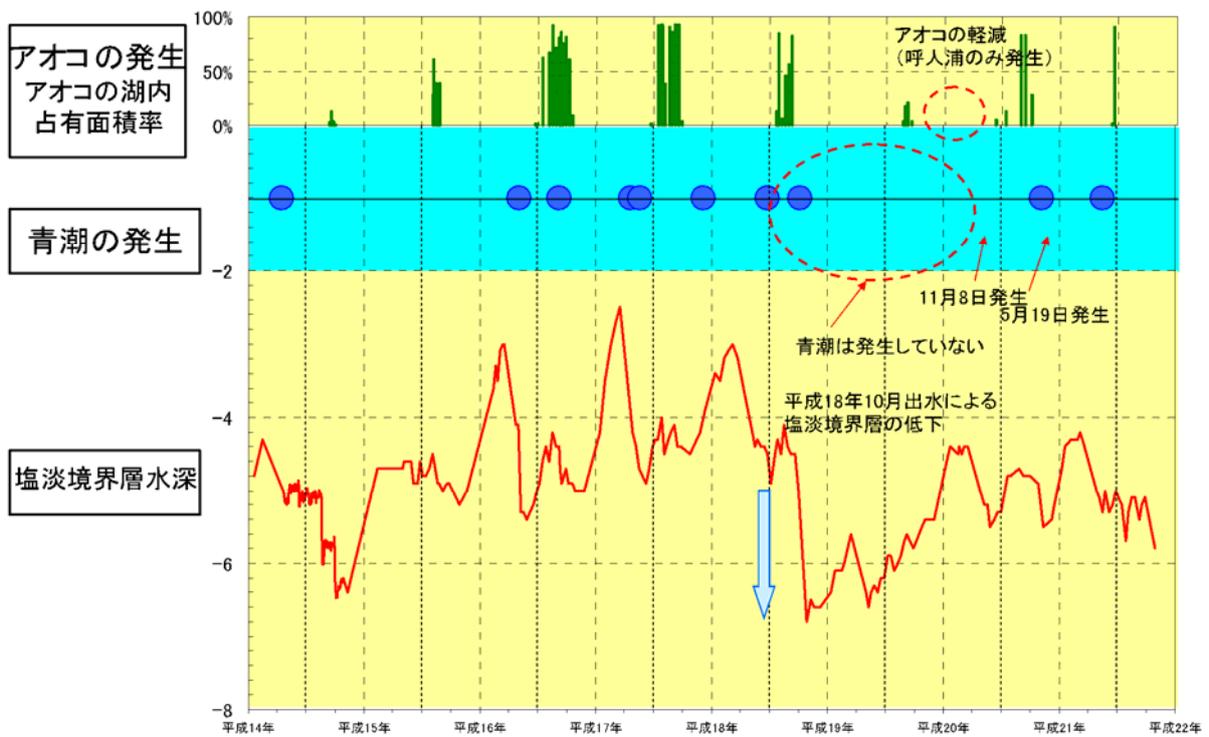


図 C13-3 網走湖の塩淡水境界層水深の経時変化とアオコ・青潮の発生状況

網走湖水環境改善施策検討委員会(2010)「網走湖水環境改善施策検討最終報告書」国土交通省北海道開発局網走開発建設部, PP7-5.

また網走湖と同様に成層強度が強い小川原湖でも塩淡水境界面が上昇傾向にあることから(図 C13-4)、底層の貧酸素水塊の範囲拡大、それに伴う水生生物の生息場縮減などの影響が懸念される。

小川原湖の塩化物イオン(図 C13-5)を見ると、塩淡水境界面が上昇した平成 14 年頃から増加しており、現在では水深 18m 層が増加前の数倍程度、上中層(水深 0.5m、10m 層)が倍程度となっている。それに伴って COD が増加していることを踏まえると(図 C13-6)、硫化水素等の還元物質を含む下層の水塊が上方へ拡大していることが懸念される。

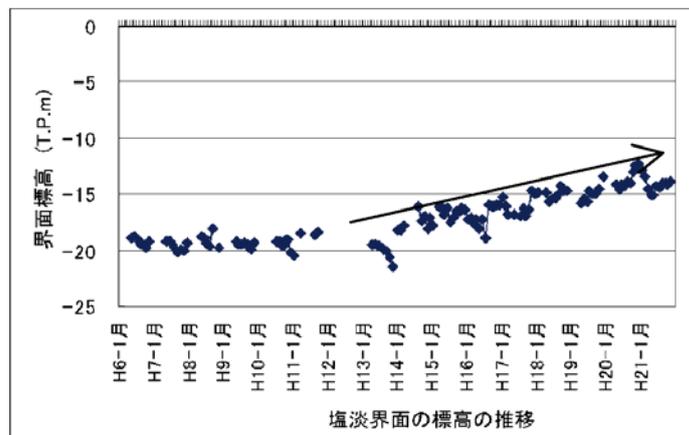


図 C13-4 小川原湖の塩淡水境界標高の推移

※酒井憲司, 大島巖(2010)「小川原湖の水質悪化の状況とその原因に関する考察(中間報告)」河川環境総合研究所報告第 16 号, PP35~48.

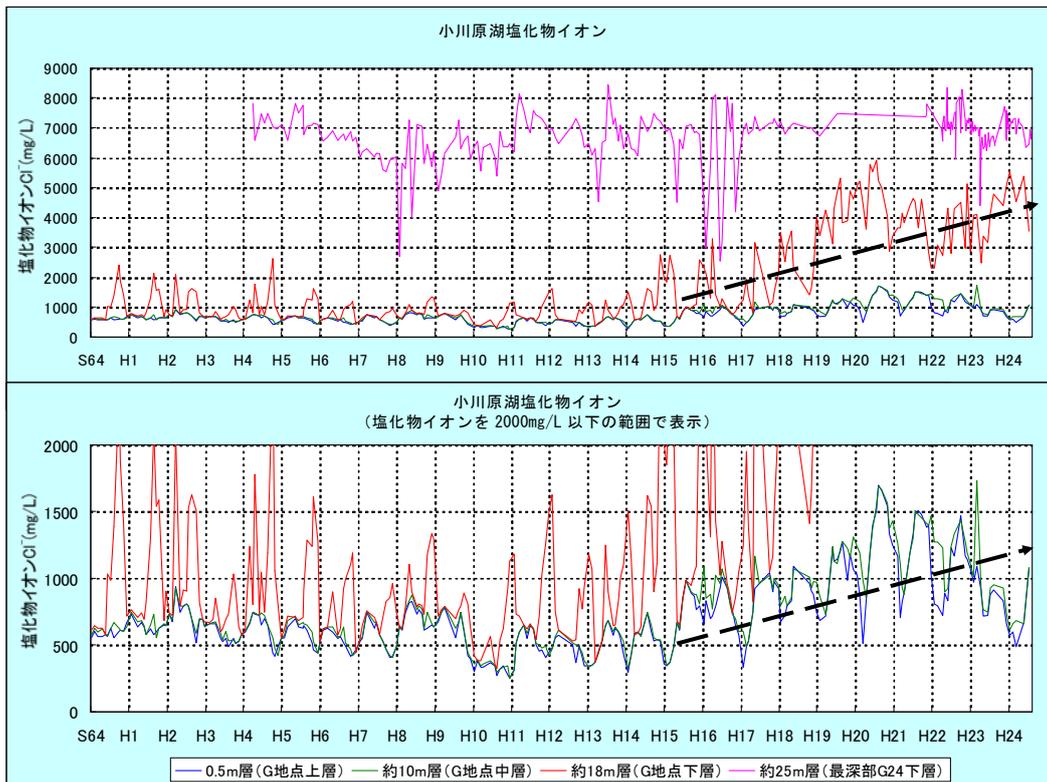


図 C13-5 小川原湖の塩化物イオンの推移

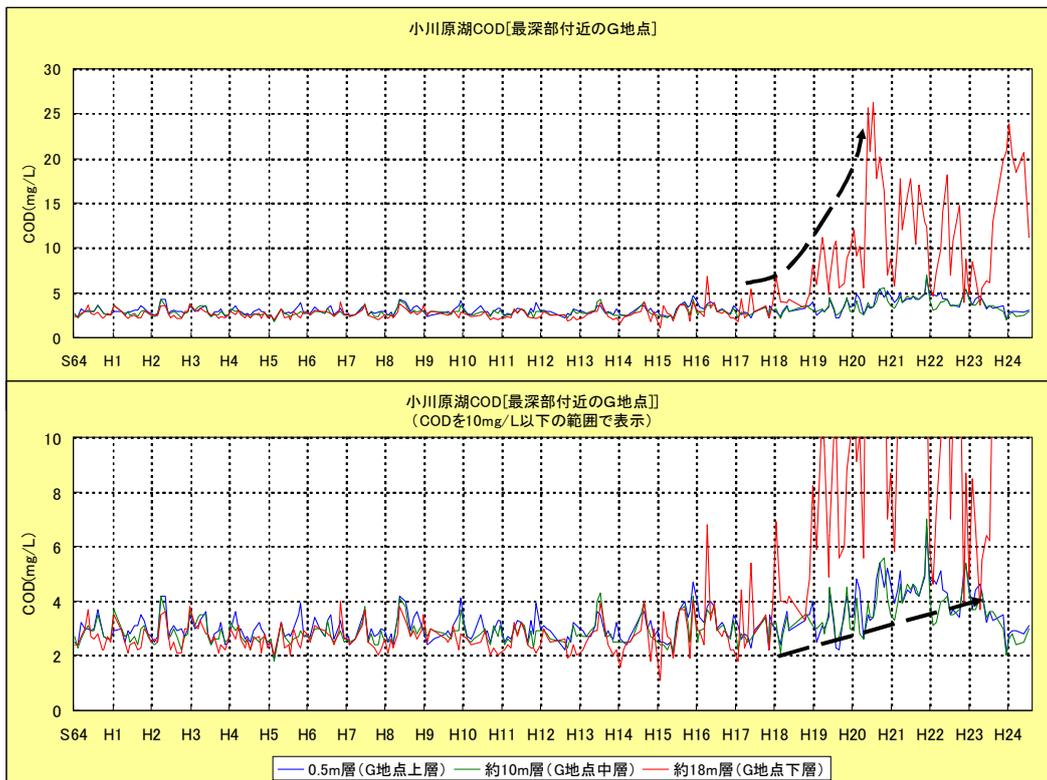


図 C13-6 小川原湖のCODの推移

※図 C12-5～6：国土交通省水文水質データベースより作成。最深部は地点 G24、それ以外はその近くの地点 G を対象として整理。

(4) 硫化水素の発生による影響

硫化水素の発生は水生生物に致命的な影響を及ぼす。「自治体アンケート」によると、サロマ湖などで硫化水素発生による問題が挙げられている。

水生生物にとっては、底層の貧酸素化に伴う酸欠による影響を受けるほか、貧酸素水塊に含まれる硫化水素に暴露されることにより生息が困難となる。

上月ら(2012)^{※1}によると、無酸素水塊に1日間つけておいたアサリに硫化水素を1日曝露させた後、それらを酸素が十分である海水に満たされた水槽内に移して1ヶ月養生し、アサリの生存率の実験を行っている。その結果、図3.1.3-8に示すとおり、曝露させた硫化水素が多いと生存率が低くなっている。すなわち、アサリは貧酸素水塊に含まれる高い硫化水素に曝露されると、その後、その生息場の酸素が十分な水塊に回復しても影響を受けることが懸念される。

また上月ら(2012)^{※1}はアサリに対する硫化水素の影響について、次のように述べている。

アサリは無酸素環境下におかれると殻を閉じるが、20時間程度を過ぎると徐々に殻を開け、斧足、水管を出す固体が増えた。殻を閉じているときに硫化水素に曝露されても影響は小さい。しかし、斧足や水管などの軟体部を出しているときに硫化水素に曝露されると大きな影響を受けることがわかった。このことから、青潮によってアサリの大量斃死が起こる一因は、青潮発生前に酸素が減少しているときに、殻を閉じても再び開けて軟体部を露出するアサリが多くなり、そこで硫化水素の曝露を受けることが考えられた。

なお、貝類や底生動物に対する硫化水素の影響については、水産庁(2008)等の知見^{※2}がある。

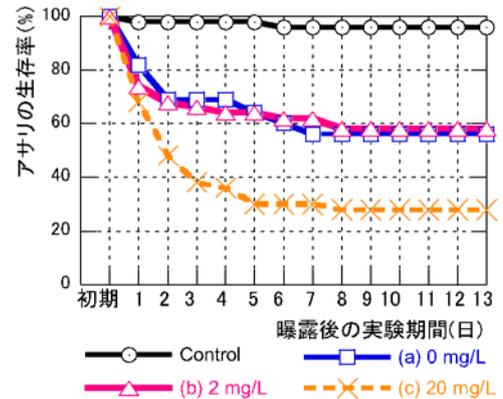


図 3.1.3-8 アサリの硫化水素曝露実験結果

- ※Control (対象): 酸素有り、硫化水素無し
 (a): 1 日間無酸素処理後に硫化水素を曝露せず。
 (b): 1 日間無酸素処理後に硫化水素 2mg/L を曝露。
 (c): 1 日間無酸素処理後に硫化水素 20mg/L を曝露。

※1: 上月康則, 山中亮一, 松重摩耶, 齋藤梓, 石田達憲, 大谷壮介(2012)「アサリに及ぼす硫化水素の影響に関する実験的考察」土木学会論文集 B2 (海洋工学) Vol. 68 No. 2, PP I_971~I_975.

※2: ○水産庁(2008)「干潟生産力改善のためのガイドライン」水産庁ホームページ (http://www.jfa.maff.go.jp/j/gyoko_gyozyo/g_hourei/)

○中村幹雄(1998)「島根県水産試験場研究報告(第9号)―宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica PRIME* と環境との相互関係に関する生理生態学研究」島根県水産試験場研究報告 第9号

○下茂繁・秋本泰・高浜洋(2004)「海生生物の水質環境耐性について:総説」海洋生物環境研究所報 第6号

○丸茂恵右・横田瑞郎(2012)「青潮と硫化水素の生物影響に関する文献調査」海洋生物環境研究所報 第15号, PP23~40.

など

硫化水素は発生しても、例えば三価の鉄(III)が湖底にある場合、硫化水素はまず三価鉄(III)を二価鉄(II)に還元するのに使われ、次いで硫化鉄沈殿の形成に使われる。このため、硫化水素と反応する鉄のような物質がなくなったとき、遊離される溶存 H_2S が影響するようになる。このため、硫化水素の影響について、遊離される溶存 H_2S の直接的な測定が重要になる。

ただし、遊離 H_2S の測定技術は普及しておらず、調査データが蓄積されていないことが課題として挙げられる。現在、堆積物中の溶存硫化水素の評価では、簡単に定量的な把握ができる酸揮発性硫化物(AVS)が用いられていることが多いが(図 3.1.3-8)、AVS では溶存 H_2S の的確な把握が困難である。管原・清家ら(2010)^{※2}は、AVS は溶存 H_2S の相関が比較的弱く(図 3.1.3-9)、溶存 H_2S のような季節的变化を示さないことから、溶存 H_2S の代用になりにくいと指摘している。

また堆積物中の溶存硫化水素の定量では、間隙水を分取する方法、水蒸気蒸留法や窒素ガス通気法がある。ところが間隙水空気を分取する方法では、間隙水を空気と接触させないことが難しく、その他の方法は実験が大掛かりになりやすい。

よって、今後、硫化水素については、その測定技術の開発及び普及促進、データ蓄積が課題である。このため、現場においては、簡易に測定できる酸化還元電位(ORP)や溶存酸素量(DO)を測定することにより還元的環境の状況を把握することが重要である。

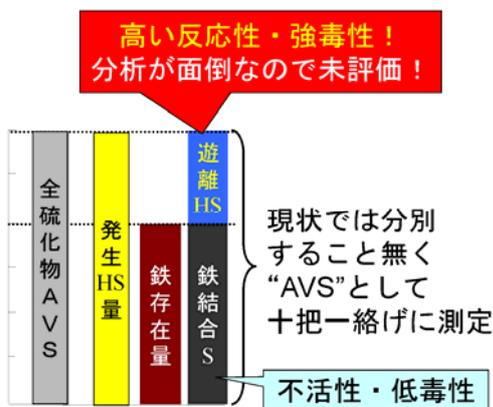


図 3.1.3-8 底泥中の硫化物の形態^{※1}

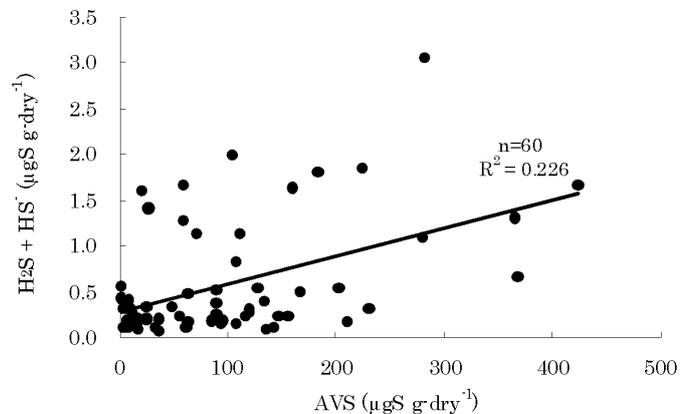


図 3.1.3-9 AVS と溶存 H_2S (HS^- 含む) の相関^{※2}

※1: 牧秀明, 東博紀, 古市尚基, 金谷弦, 中村泰男, 堀口敏宏, 管原庄吾, 清家 泰(2012)「東京湾奥部の底泥と底層に蓄積する硫化水素」海上保安庁 東京湾再生推進会議ホームページ

(http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/TB_Renaissance/Monitoring/General_survey/WS_2012/2012GSWS1_5.pdf)

※2: 管原庄吾・鮎川和泰・千賀有希子・奥村 稔・清家 泰(2010)「砂泥堆積物中溶存硫化物の分析法の開発及びその現場への適用」高濃度酸素水生成装置を用いる汽水湖貧酸素水塊の水質改善及び湖底の底質改善: H19~21 年度科学研究費補助金[基盤研究(A)]研究成果報告書 (研究課題番号 19201016) (研究代表者 清家泰, 2010), PP40~48.

[2] 植物プランクトンの異常発生(アオコ・赤潮)

汽水湖では植物プランクトンの異常増殖の結果、アオコや赤潮が発生して水質保全上の問題となっている。「自治体アンケート」でも網走湖や中海、宍道湖、湖山池、浜名湖、加茂湖等でその問題が挙げられている(図 3.1.3-10)。

このうち湖山池ではアオコが発生することから塩分調節(高塩分化)の対策を近年実施してアオコ発生が抑制されたものの、赤潮が一時的に見られた。また中海、宍道湖は大橋川を挟んで連続している汽水湖であるが、高塩分の中海では赤潮、低塩分の宍道湖ではアオコが発生する。

このようなことから、アオコや赤潮の発生は塩分にも左右されると考えられる。

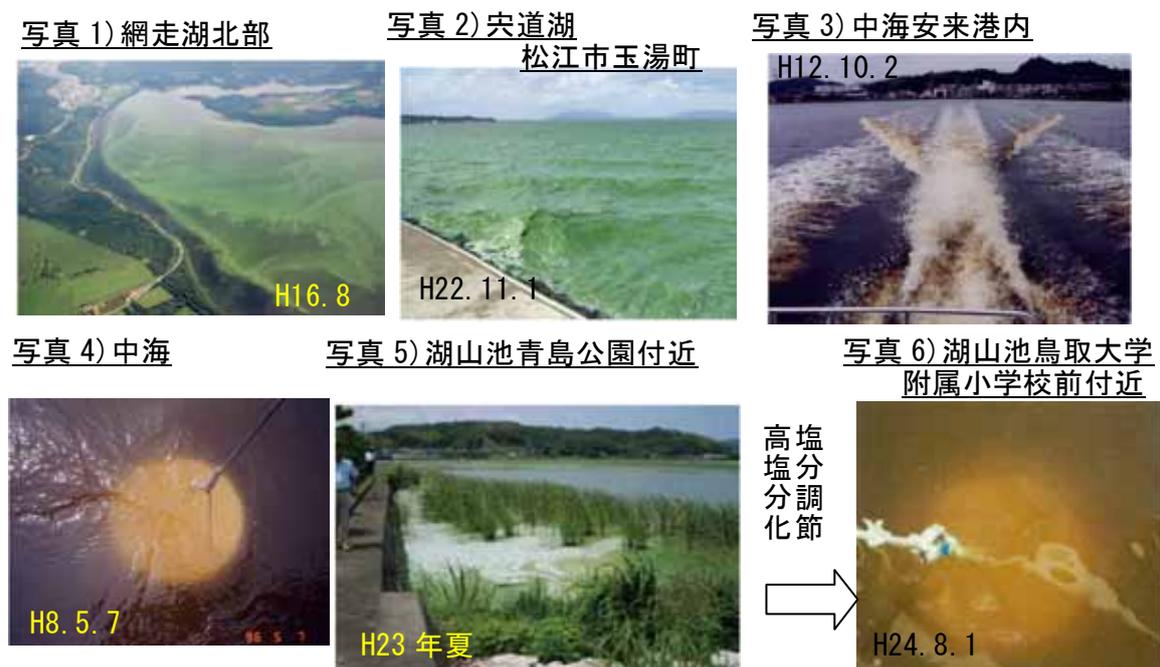


図 3.1.3-10 汽水湖におけるアオコや赤潮の発生例

- ※写真 1) 北海道開発局(2010)「網走川総合水系環境整備事業 再評価原案準備書説明資料」北海道開発局網走建設部ホームページ, PP6.
(http://www.hkd.mlit.go.jp/topics/singi/h221110_2_3_1.pdf)
- ※写真 2) 島根県環境生活部環境政策課(2010)「H22 宍道湖で発生したアオコについて」島根県ホームページ
(http://www.pref.shimane.lg.jp/shinjiko_nakaumi/suisitu_zyouka_torikumi/sinnziko_suisitu.data/22_02_06.pdf)
- ※写真 3)～4) 神谷宏撮影。
- ※写真 5) 鳥取県・鳥取市(2012)「湖山池将来ビジョンー恵み豊かで、親しみのもてる湖山池を目指してー平成 24 年 1 月」鳥取市ホームページ
(http://www.pref.tottori.lg.jp/secure/663619/koyamaike_vision_all.pdf)
- ※写真 6) 鳥取県提供資料

なお、植物プランクトンと塩分の関係については、後述の「4.3 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標」で詳述する。

(1) 汽水湖におけるアオコや赤潮の発生状況

汽水湖におけるアオコや赤潮の発生状況に関する全国湖沼環境保全対策推進協議会(1996, 2009)^{※1}のアンケート調査結果(平成6年度と19年度)を表3.1.1-4に整理した。

この結果を見ると、上層の塩化物イオンで10,000mg/L弱の高塩分の中海などで赤潮が、3,000~5,000mg/Lを下回る低塩分の網走湖、春採湖、涸沼、湖山池などでアオコの発生が見られており、植物プランクトンは塩分に応じて生息状況が異なると考えられる。

例えば、アオコを形成するような藍藻類は高塩分の汽水湖では生息しにくい(後述「4.3 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標」を参照)。最近、湖山池などでは塩分に着目したアオコ対策として塩分調節(湖山池は高塩分化)が講じられている。

また比較的low塩分の宍道湖では、平成22年度以降にもアオコの発生が確認されており、特に平成22年は8月中旬から翌年3月下旬までと長期に及んでいた(前述の図3.1.1-10の写真3)及び後述の図3.1.1-13参照)。ただし、平成6年に見られている赤潮は中海で発生したものが逆流したことによるものである。

表 3.1.1-4 汽水湖におけるアオコや赤潮の発生状況 (平成6年と19年)

	平成19年				平成6年			
	赤潮		アオコ		赤潮		アオコ	
	有無	内容	有無	内容	有無	内容	有無	内容
網走湖	無		有	夏期に発生	無		有	夏期に発生
春採湖	無		有		無		有	-
小川原湖	無		無		無		無	
涸沼	無		有	H10.1~2	有	-	有	-
北潟湖	無		無		無		無	
佐鳴湖	無		無		無		有	夏季に発生
油ヶ淵	無		無		無		無	
湖山池	無		有	初夏~秋口に発生	無		有	初夏~秋に時折発生
東郷池	有	時折、赤潮発生	無		有	時折、水の華、赤潮が発生	無	
中海	有	(毎年)赤潮発生	無		有	3~5月, 10月, 11月	無	
宍道湖	無		無		有		有	8~10月頃に発生
神西湖	無		無		無		無	

※1: 全国湖沼環境保全対策推進協議会(1996)「全国湖沼資料集(第8集)」及び(2009)「全国湖沼資料集(第21集)」から作成。

(2) 中海の赤潮・宍道湖のアオコの発生例

汽水湖のアオコ・赤潮の発生状況について、塩分が異なる中海・宍道湖を例に整理した。

中海と宍道湖は、中海で高塩分、宍道湖で低塩分になっている。またアオコ・赤潮の発生状況については、基本的に中海で赤潮が、宍道湖でアオコが主に確認されており（前述の図 3.1.3-10 の写真 2) 3) 参照）、その傾向の差異は塩分の違いによると考えられる。

アオコや赤潮の発生頻度について、中海では赤潮が毎年の頻度で発生しており、その日数は長い年で数ヶ月に及んでいる。ただし、平成 18 年までは *Prorocentrum minimum* による赤潮が秋季～春季に見られていたが、平成 19 年には *Prorocentrum triestinum* が夏季に優占するようになった。その後、近年では赤潮が見られなくなっている。

一方、宍道湖ではアオコが数年に 1 回の頻度で発生しており、その日数は長い年で数ヶ月に及んでいる。しかも宍道湖では、近年ジオスミンによるカビ臭発生も確認されており、そのジオスミンは藍藻 *Coelosphaerium kuetzingianum* が産出していることが判明している^{※1}。

※1：島根県保健環境科学研究所(2010)「カビ臭産生生物の特定について 平成 22 年 7 月 2 日」
島根県ホームページ
(<http://www3.pref.shimane.jp/houdou/files/A6577911-6658-4332-892F-E81980E577AA.pdf>)

宍道湖上層の塩分経年変化(年平均)とアオコが全域で大発生した年を図 3. 1. 3-11 に、また近年の塩分経時変化(月別)を図 3. 1. 3-12 に整理した。

この結果を見ると、アオコが著しく発生している 1968～1969 年(S43～44)、1976～1977 年(S51～52)、1981 年(S61)、1998 年(H10)、2006 年(H18)では、塩分が低下している

また近年における塩分経時変化(月別、図 3. 1. 3-12)を見ると、アオコやカビ臭が生じている時期の塩化物イオンは 1,500mg/L 程度を概ね下回る傾向にあった。アオコが長期的に継続した平成 22 年においても、発生し始めた 8 月の塩化物イオンは 1,000mg/L 程度と低い状況にあった。

以上のことから、藍藻類を主因とするアオコやカビ臭については、低塩分の時に見られると考えられる。

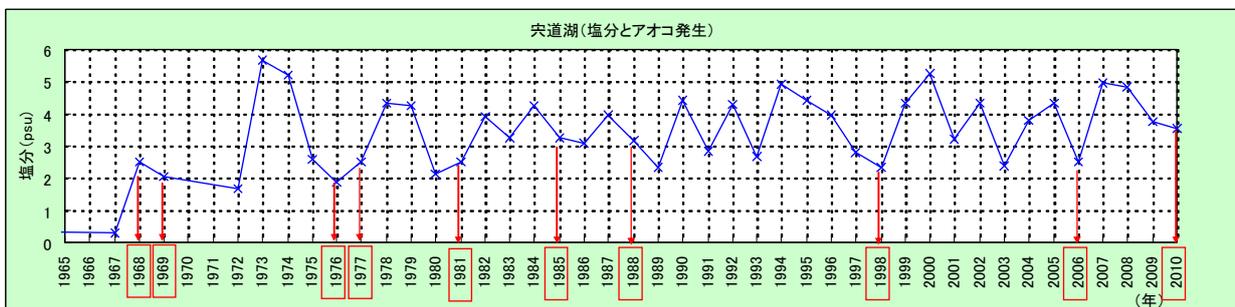


図 3. 1. 3-11 宍道湖上層の塩分(年平均)経年変化とアオコが全域等で大発生した年

- ※ 1968 : アオコが著しく発生した年。島根県ホームページ「宍道湖・中海におけるアオコ及び赤潮の発生状況」より整理(http://www.pref.shimane.lg.jp/kankyo/hakusho/h23hakusyo_data/209aoko.pdf)
- ※塩分は H17 までが森脇晋平・安木茂(2007)「宍道湖における塩分の長期的変動」島根県水産技術センター研究報告 1, 付表 2～3 PP59. の湖心(B地点)表層データを使用。
- H18 以降は、島根県ホームページ(<http://www.pref.shimane.lg.jp/suigi/naisuimen/suisitu/suisitu.html>)より、全域の上層平均データを使用。



図 3. 1. 3-12 宍道湖上層の塩分(月別)経時変化とアオコ・カビ臭が発生した時期

- ※塩化物イオンデータは神谷宏ほか(2006～2010)「宍道湖・中海水質調査結果(2006年度～2010年度)」島根県保健環境研究所所報 第 48 号～52 号を使用。
- ※アオコやカビ臭の発生時期は大谷修司ほか(2006～2010)「宍道湖・中海の植物プランクトン水質調査結果(2006年度～2010年度)」島根県保健環境研究所所報 第 48 号～52 号を使用。

(3) 海水に近い高塩分の汽水湖における赤潮の発生例

高塩分の汽水湖においては、赤潮発生に伴う水産資源への影響が見られている。「自治体アンケート」では、浜名湖でアサリやマガキ等の斃死や黒ノリの色落ちが、加茂湖ではマガキ等の斃死が見られている。

浜名湖の赤潮に伴う貝類等への影響発生実績について、「自治体アンケート」の回答に基づき表 3.1.3-3 に整理した。浜名湖では平成 15 年、19 年に有害性の渦鞭毛藻類 *Heterocapsa circularisquama* が北部一帯で大発生してアサリ、マガキの斃死が見られているほか、平成 16 年に珪藻 *Chaetoceros sociale* が湖南部一帯で大発生して黒ノリの色落ちが生じている。

表 3.1.3-3 浜名湖の赤潮に伴う貝類等への影響発生実績

発生時期	発生場所と状況	発生要因
平成 15 年 9～12 月	場所：浜名湖北部一帯 状況：アサリ、マガキの斃死	有害プランクトン・渦鞭毛藻類 <i>Heterocapsa circularisquama</i> の大発生 (最高細胞数 23,070cells/ml)
平成 16 年 11 月	場所：浜名湖南部一帯 状況：黒ノリの色落ち	珪藻 <i>Chaetoceros sociale</i> の大発生 (最高細胞数は不明)
平成 17 年 10 月 ～18 年 2 月	場所：浜名湖北部一帯 状況：マガキと魚類の斃死	有害プランクトン <i>Karenia mikimotoi</i> の大発生 (最高細胞数 84,090cells/ml)
平成 19 年 9 月	場所：浜名湖北部一帯 状況：アサリ、マガキの斃死	有害プランクトン・渦鞭毛藻類 <i>Heterocapsa circularisquama</i> の大発生 (最高細胞数 22,530cells/ml)

※「自治体アンケート」より

平成 19 年の *Heterocapsa circularisquama* 発生分布は、図 3.1.3-14 に示すとおりである。鈴木ら(2009)^{※1}によると、9 月 15 日に細江湖、内浦湾及び佐久米で確認され、26 日には浜名湖北部で大規模な赤潮となって細胞数が最高 22,530cell/ml(内浦湾)に及んだと述べられている。その *Heterocapsa circularisquama* が見られていた期間の水温は 24.2～29.4℃、塩分は 21.24～29.93‰(塩化物イオンで約 11,800～16,600mg/L)であった。このような有害性の植物プランクトンは水温が高くなる時期に見られやすいので、その時期には注意が必要である。

また、鈴木ら(2009)^{※1}によると、そのときに静岡県が行った籠試験からアサリの平均生残率が浜名湖北部の大崎増殖場や佐久米で 10%以下になっていたと推測されている(図 3.1.3-15)。

※1: 鈴木邦弘, 松浦玲子, 小泉康二, 和久田昌勇(2009)「奥浜名湖における *Heterocapsa circularisquama* 赤潮によるアサリの大量へい死」静岡県水産技術研究所研究報告 44, PP27～34.

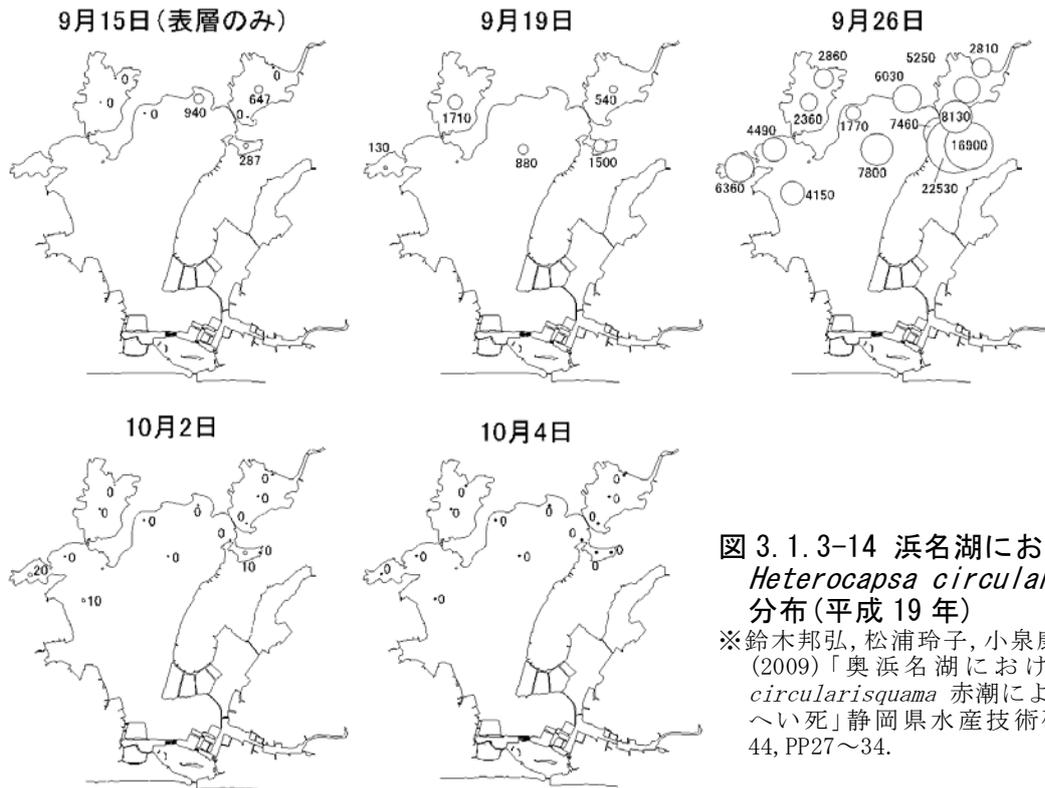


図 3.1.3-14 浜名湖における *Heterocapsa circularisquama* の分布 (平成 19 年)

※鈴木邦弘, 松浦玲子, 小泉康二, 和久田昌勇 (2009)「奥浜名湖における *Heterocapsa circularisquama* 赤潮によるアサリの大量へい死」静岡県水産技術研究所研究報告 44, PP27~34.

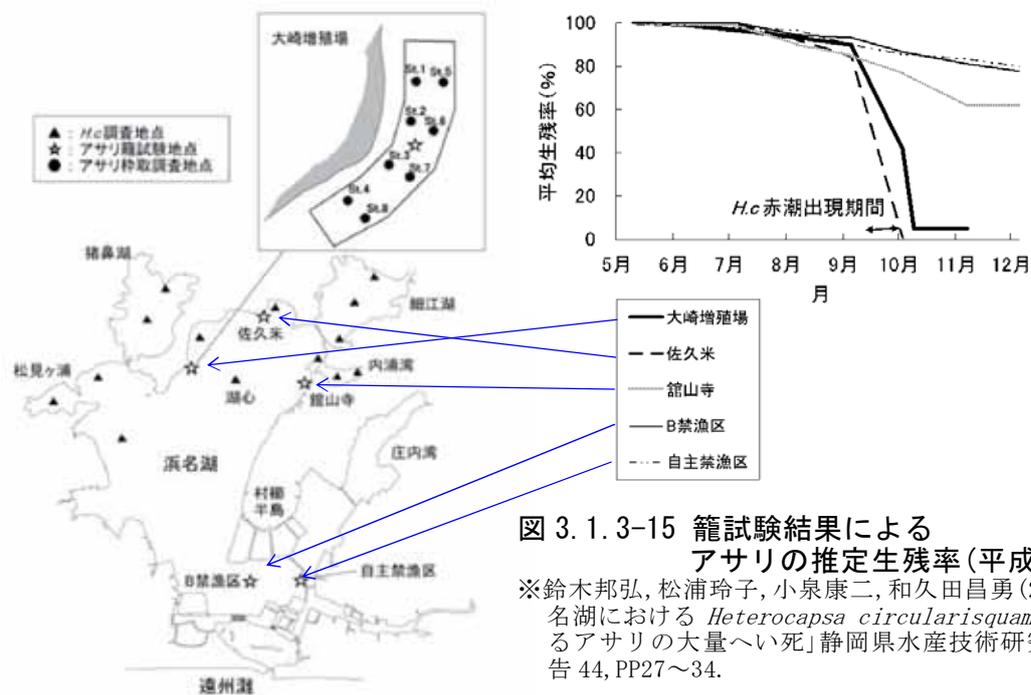


図 3.1.3-15 籠試験結果によるアサリの推定生残率 (平成 19 年)

※鈴木邦弘, 松浦玲子, 小泉康二, 和久田昌勇 (2009)「奥浜名湖における *Heterocapsa circularisquama* 赤潮によるアサリの大量へい死」静岡県水産技術研究所研究報告 44, PP27~34.

加茂湖においては、「自治体アンケート」によると、平成 21 年度に台風によって底層の貧酸素水塊を含む湖水の攪拌が起こり、底泥から溶出したリンの影響により、赤潮の原因となる植物プランクトン (*Heterocapsa circularisquama*) の大量発生が起こっている。その結果、養殖カキが大量死したことから、行政や漁協等関係者が一体となって、被害防止対策の検討や、定期的なモニタリングを継続して実施している。

近藤ら(2012)^{※1}によると、平成 21 年には養殖マガキの約 2/3 が斃死(被害金額・推計 1.9 億円)する被害が生じたといわれている。そのときの状況は加茂湖全体が赤色に着色して赤潮が両津湾の方へも流出していたことが確認されており、赤潮は少なくとも 3 週間以上発生していたと推測されている。

また *Heterocapsa circularisquama* は加茂湖で平成 21 年より前には見られていない。松山(2003)^{※2}によると福井県小浜湾(N35° 50', E135° 72')が分布北限といわれていた。しかし、*Heterocapsa circularisquama* がその北限を超えて加茂湖(N38° 06', E138° 44')で平成 21 年に発生したことについて、近藤ら(2012)^{※1}は、最近問題視されている気候変動がその要因の一つになっている可能性を指摘している。

※1: 近藤伸一, 中尾令子, 岩滝光儀, 坂本節子, 板倉茂, 松山幸彦, 長崎慶三(2012)「有害赤潮藻ヘテロカプサ分布域北上現象—佐渡島加茂湖での赤潮によるマガキの大量死—」日本水産学会誌 78(4), PP719~725.

※2: 松山幸彦(2003)「有害渦鞭毛藻類 *Heterocapsa circularisquama* に関する生理生態学的研究—II. *H. circularisquama* の毒性及び貝類への死機構の解明」水産総合研究センター研究報告 9, PP13~117.

3.1.4 底質環境の悪化

[1] 底質変化(還元化・細粒化)による影響

底質の還元化^{※1}は、硫化水素の発生や栄養塩類等の溶出などもたらし、水生生物や水質への影響を及ぼすほか、底質の細粒化を促進させるおそれがある。還元化された底質は、有機物、硫化物を多く含み含水率に富むシルト・粘土になっており、腐食臭や腐乱臭を漂わせ黒色を呈している。

一方、汽水湖で重要な資源となるシジミやアサリ等の二枚貝は、生息する上でシルトや粘土のような細粒の底質では生息できない。このことから、底質の細粒化^{※2}は、二枚貝等の生息環境へ大きな影響を与えるおそれがあり、汽水湖における重要な問題の一つである。また有機物を多く含み含水率に富むシルト・粘土が流域から流入して湖底に堆積(底質の細粒化)すると、酸素を消費しやすくなるので底質が還元化しやすくなるおそれがある。

「自治体アンケート」によると、風連湖などで底質環境の悪化(泥堆積)に伴うシジミの生息場縮小・消失が見られている。

中村(2000)^{※3}によると、宍道湖では、図 3.1.4-1 に示すとおり、湖沿岸の浅い部分で生息しており、深い湖底平原部のような細粒化されている環境では生息しにくい(図 3.1.4-2)。またポロ沼では、浅瀬縁辺部の泥質化に伴う底質変化に伴うシジミへの影響が懸念されていることを述べている。

ヤマトシジミ生息密度について、山室(1986)^{※4}は塩分が同程度の宍道湖とパンケ沼(天塩)を比較し、「パンケ沼(天塩)の方でヤマトシジミ生息密度が小さいのは、パンケ沼(天塩)の方の 4ϕ 未満の微細泥率が宍道湖よりも大きいことによること」と指摘している。すなわち、パンケ沼(天塩)の方が宍道湖より泥質化していることがヤマトシジミ生息密度を小さくする一因になっている可能性が示唆されている。

このようにヤマトシジミは底質に微細泥が多いと生息しにくい環境となり、これはエラに微細粒子が付着して呼吸が阻害されるなどによることが考えられる(山室, 1996^{※5})。

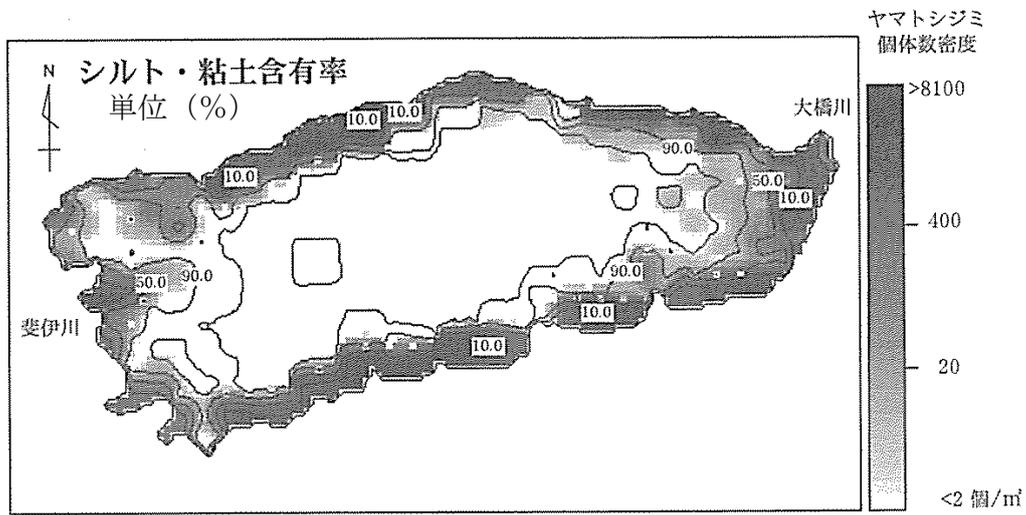
※1:「底質の還元化」とは、底質が酸素のない状況下(酸化還元電位がマイナスになる環境下)になることをいう。

※2:「底質の細粒化」とは、底質がシルトや粘土のような細かい土砂が堆積している状態になることをいう。

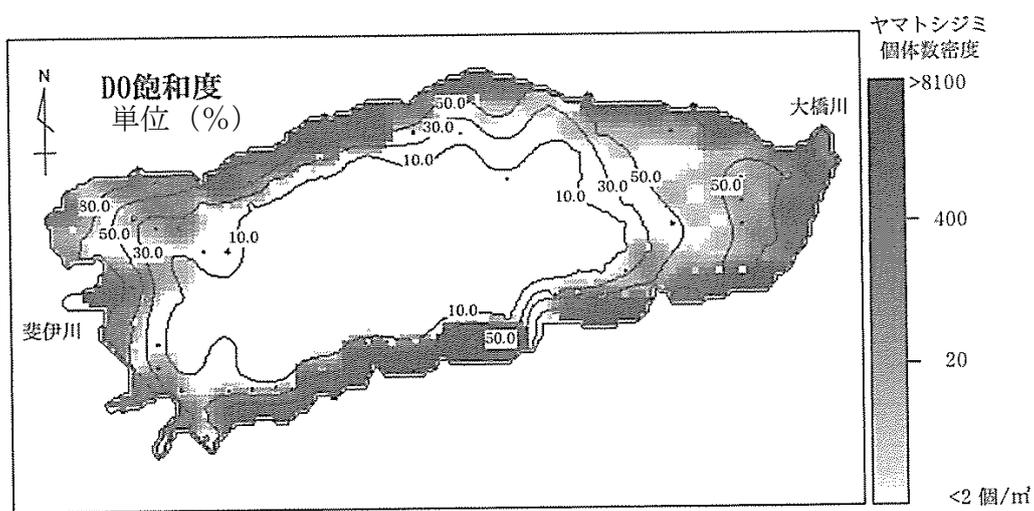
※3: 中村幹雄(2000)「日本のシジミ漁業 その現状と問題点」たたら書房, PP8~9.

※4: 山室真澄(1986)「日本の汽水性海跡湖における多毛類・貝類の分布とそれを規定する環境条件」

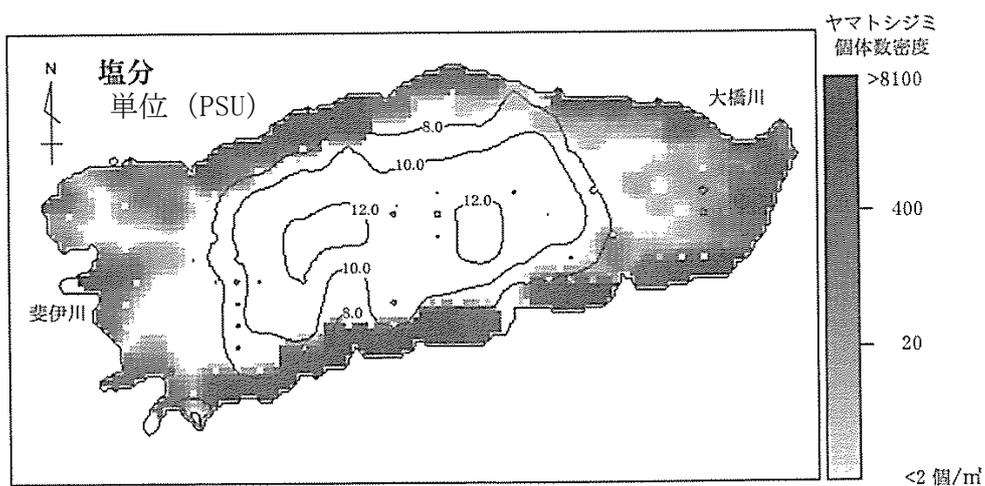
※5: 山室真澄(1996)「河川感潮域—その自然と変貌(西條八束・奥田節夫 編) 第II部 生態系と物質循環 第6章 感潮域の底生動物」名古屋大学出版会, PP161.



宍道湖のヤマトシジミの分布と底質のシルト・粘土含有率の関係



宍道湖のヤマトシジミの分布と底層水のDO飽和度の関係



宍道湖のヤマトシジミの分布と底層水の塩分の関係

図 3.1.4-1 宍道湖のヤマトシジミの分布と底質・下層水の関係

※ 中村幹雄(2000)「日本のシジミ漁業 その現状と問題点」たたら書房, PP8~9.

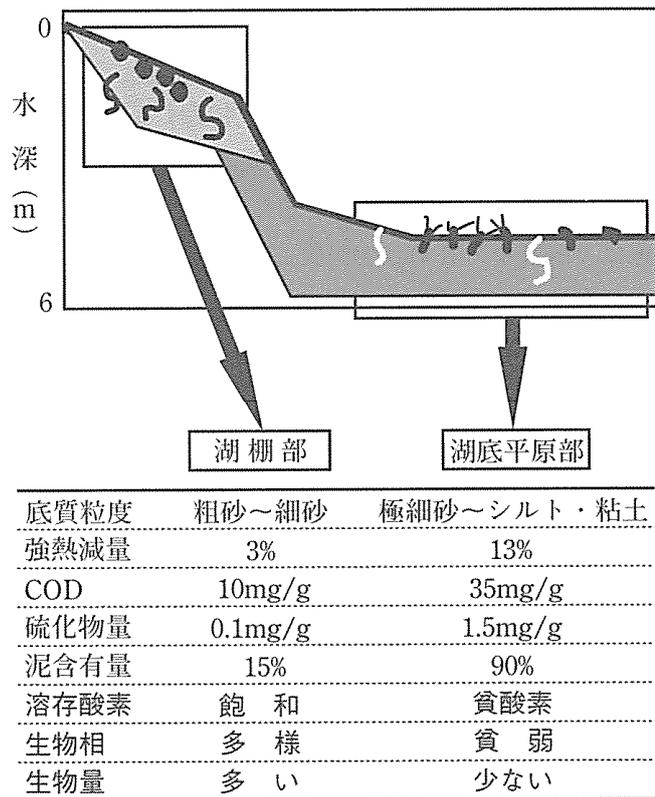


図 3.1.4-2 穴道湖の湖底地形から見た生息場所とそれぞれの環境の違い

※浅い沿岸部と深い湖底平原の比較

※ 中村幹雄(2000)「日本のシジミ漁業 その現状と問題点」たたら書房, PP8～9.

[2]底質変化(還元化・細粒化)の要因について

底質変化(還元化・細粒化)の要因については、底層の貧酸素化、湖の富栄養化の進行に伴うことが考えられる。また底質の細粒化は、汽水域が Estuarine Turbidity Maximum (汽水域における高濁度水塊) を形成しやすい特性を有するとともに、流域からの土砂供給形態や湖岸状況の変化なども起因する可能性が考えられる。

(1)底層の貧酸素化、湖沼の富栄養化の進行に伴う底質の還元化・細粒化

富栄養化が進行している湖沼では、植物プランクトンの大量発生とそれに伴う死骸による有機質の湖底への蓄積により、底質の還元化・細粒化が進行しやすくなる。また底質が還元的になることにより栄養塩類等が溶出し、それによりさらに植物プランクトンが増殖することになる(図3.1.4-3)。

また浚渫を行う場合、そのときに堆積土砂を除去するが、浚渫跡(凹地)が流れの弱い場となり細粒物質が堆積しやすくなる。

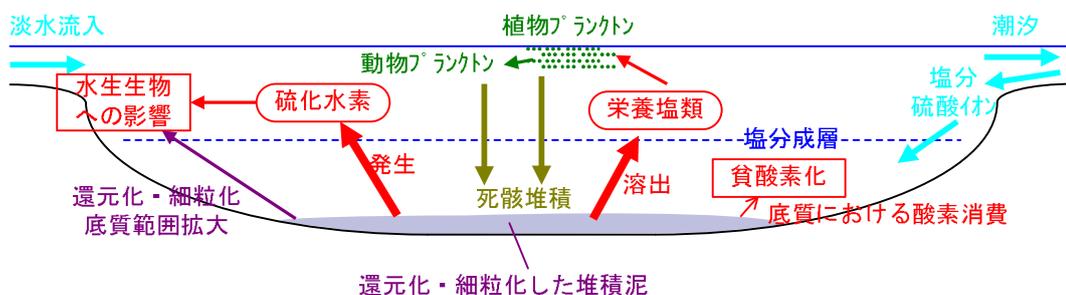


図 3.1.4-3 底質環境悪化(底泥の還元化・細粒化)しやすい環境条件

(2) 流域からの土砂供給形態や湖岸環境等の変化などに伴う底質の細粒化

流域の最下流に位置する汽水湖では、土砂が流域から流入するとともに、河床勾配が小さく、海水と河川水の接触によって流速が低下することに加え、海水中の金属イオンの吸着等による複雑な作用により懸濁態粒子が凝集することから粒子の沈降速度が大きくなるため、上流から運ばれてきたシルト・粘土などの微細土砂が捕捉されやすい環境にある。

また汽水域における懸濁態粒子の分布には、*Estuarine Turbidity Maximum* (汽水域における高濁度水塊、以下「ETM」と称す) が塩水遡上の先端近くに出現しやすい特徴がある(図 3.1.4-6)。これは塩水による懸濁態粒子の凝集や鉛直循環流の強さ、潮汐の作用等が複雑に絡んで左右していることによるものと考えられる。

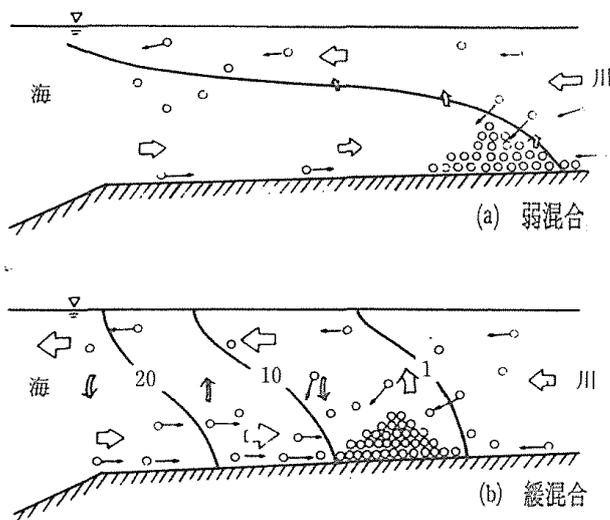


図 3.1.4-6 ETM 出現の概念図

※ETM: *Estuarine Turbidity Maximum*
(汽水域における高濁度水塊)

※図中の数値は塩分を、白丸(○)は懸濁態粒子を、矢印(→)は粒子の輸送を示す。

※杉本隆成(1988)「河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー(栗原康著編)」東海大学出版会, PP8.

汽水域においては、懸濁態粒子は海水中の金属イオンの吸着、微生物の作用、流れ、波が複雑等に関係して凝集が生じやすいことが経験的に知られている。このため、凝集に伴って粒子の沈降速度が大きくなり、粒子が堆積しやすい。ただし水底近くの流速が大きいところでは、凝集されて堆積している粒子は大きなせん断応力を受けて破壊され、小さい粒子になって上方へ巻き上げられる(図 3.1.4-7)。その巻き上げられた浮遊土砂が遡上する塩水塊に取り込まれ、塩水遡上の先端付近に集積して高濁度水塊が形成される。

このような懸濁態粒子の集積は底質を細粒化することが懸念される。また粒子に含まれる汚濁物質の集積により水質や底質を劣化させているおそれもある。

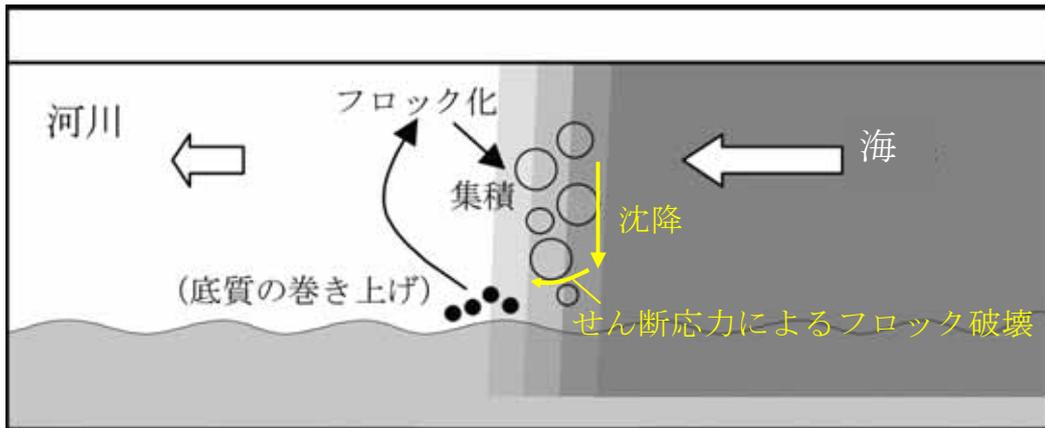


図 3.1.4-7 懸濁態粒子の凝集・沈降・巻き上げの概念図

このため汽水湖では流域からの土砂を捕捉しやすいことから、流域からの土砂供給形態の変化に伴い、湖沼の底質材料が細粒化して底質環境が悪化することが想定される。

流域からの土砂供給形態の変化は、流域の土地利用変化、河川砂利の採取、河川改修等の工事、ダム等の人工構造物の存在などが要因になっている可能性が考えられる。また農地から流出する濁水には栄養塩類や有機物を多く含まれることから、湖底における栄養塩類や有機物の蓄積に伴う細粒化、さらに湖底から栄養塩類等の溶出の促進が懸念される。

このほか、消波施設などによる湖岸の改変に伴ってその周辺の底質材料が細粒化することも想定される。特に湖岸寄りの浅い水域に生息するシジミなどにとって、その水域における底質の細粒化は生息への阻害要因になるおそれがある。

例 1) 汽水湖が細粒土砂を捕捉しやすいことを示す例

十三湖の場合、堆積物の粒径における主成分の平面分布(図 3. 1. 4-8)を見ると、砂(粒径 0.1~2mm)が主成分となっているのは岩木川や相内川の流入部の標高が-0.1mより浅い部分と湖口付近に集中し、その他は粒径 0.1mm 以下のシルト・粘土が分布している。

望月ほか(2011)は十三湖における出水時の土砂収支、年間を通過した土砂量を濁度計測に基づき算定しており、(その年では)年間で約 110 千 m³ の土砂が流入し、その約 1/3 の 40 千 m³ が十三湖に捕捉されている(図 3. 1. 4-9)と述べている。

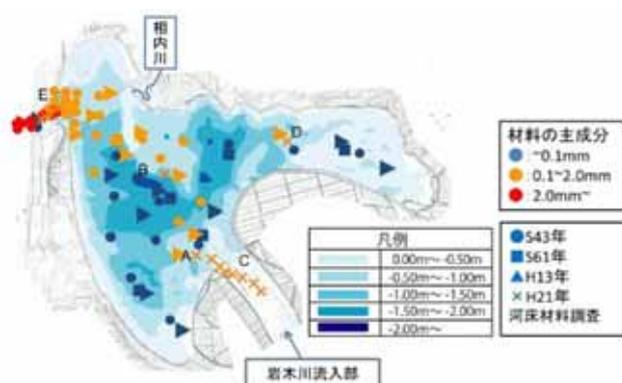


図 3. 1. 4-8 十三湖の堆積物の粒径における主成分の平面分布

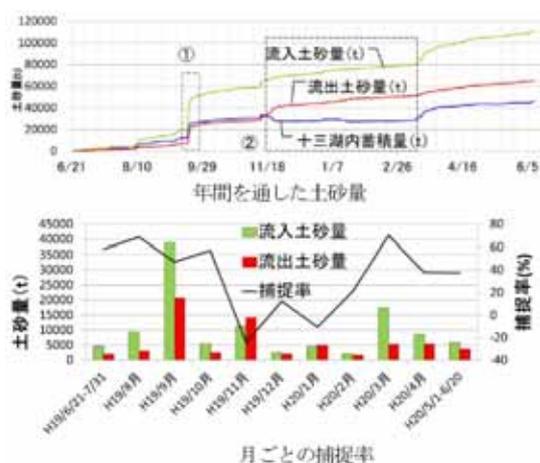


図 3. 1. 4-9 十三湖の土砂捕捉量

※図 3. 1. 4-8~9 : 望月貴文, 天野邦彦, 藤田光一(2011)「十三湖におけるシルト・粘土の捕捉に着目した土砂動態の実態把握」水工学論文集、第 55 巻, PP S_1513~1518.

例 2) 流域の土地利用変化に伴う汽水湖底質の細粒化の例

藻琴湖の場合、早川(2007)^{※1}は「藻琴湖の流域は降雨により土砂を流出しやすい特性を有し、流域の畑地がそれに該当しているため、畑地からの土砂が藻琴湖の細粒化の一因になっており、藻琴湖の浮流土砂抑制対策には畑地からの土壌流出抑制が効果的である」と指摘している。なお、藻琴川流域のほぼ半分程度を占め、浮流土砂生産の主な起源となる畑地(図 3. 1. 4-10 中の「その他の農地」)は、流域の土地利用変化を踏まえると、20 年間で水田がなくなり畑地が増加している傾向にある。

※1 早川博(2007)「海跡湖に注ぐ河川流域の土砂動態と湖沼環境に関する研究(3)」研究所紀要(XV Ⅲ), (一財)北海道河川財団, No. 4

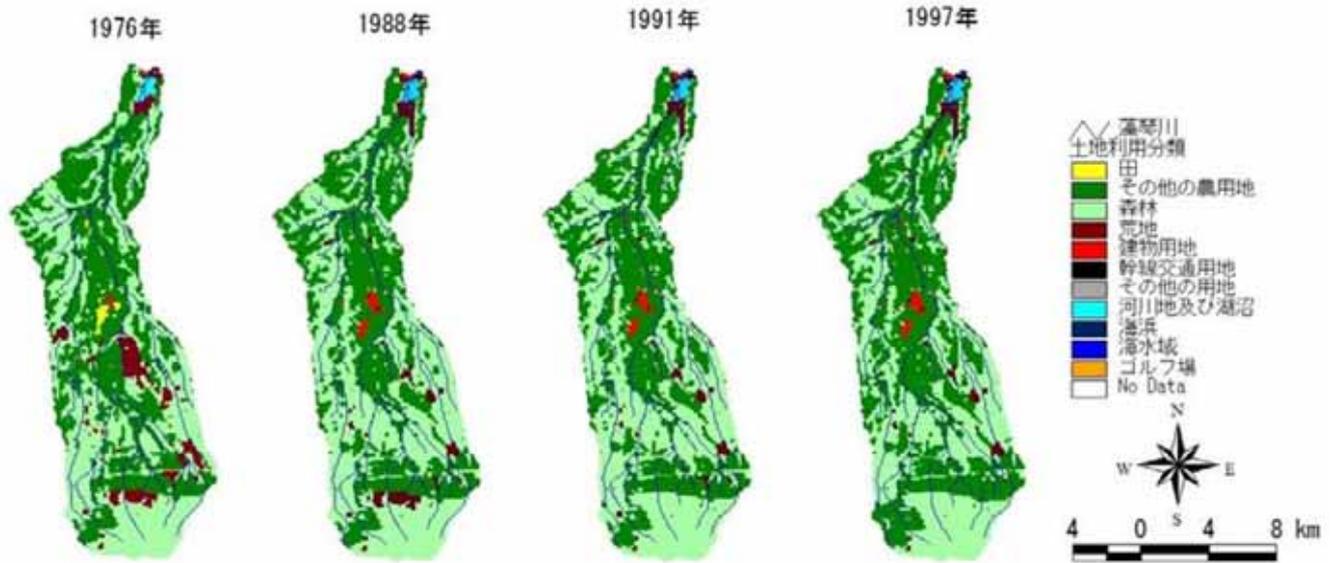


図 3. 1. 4-10 藻琴川流域の土地利用変化図

※早川博, 本島翼, 内島邦秀(2004)「海跡湖に注ぐ河川流域の土砂動態と湖沼環境に関する研究」土木学会北海道支部, 論文報告集 第 61 号, II-58.

パンケ沼(天塩)でも、流域(集水域)の土地利用が変化している(図 3. 1. 4-11)。パンケ沼については、昭和 31 年頃の流域(集水域)が大正 12 年と比べて拡大しているが、その頃の土地利用は湿地、荒地等が主であった。しかし、その後農地開発に伴って畑地等が優占するようになる。

パンケ沼の硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)、全リン(TP)は増加傾向にあり、特に硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)は農地開発が行われている昭和 50 年代に急増している(図 3. 1. 4-12)。このことから、流域の農地開発が水質悪化(栄養塩類の増加等)の要因の一つになっていることが推測されるとともに、流域の農地開発による土砂供給変化に伴う栄養塩類を含む土砂の蓄積、さらにその底泥からの栄養塩類の溶出が生じている可能性も想定される。

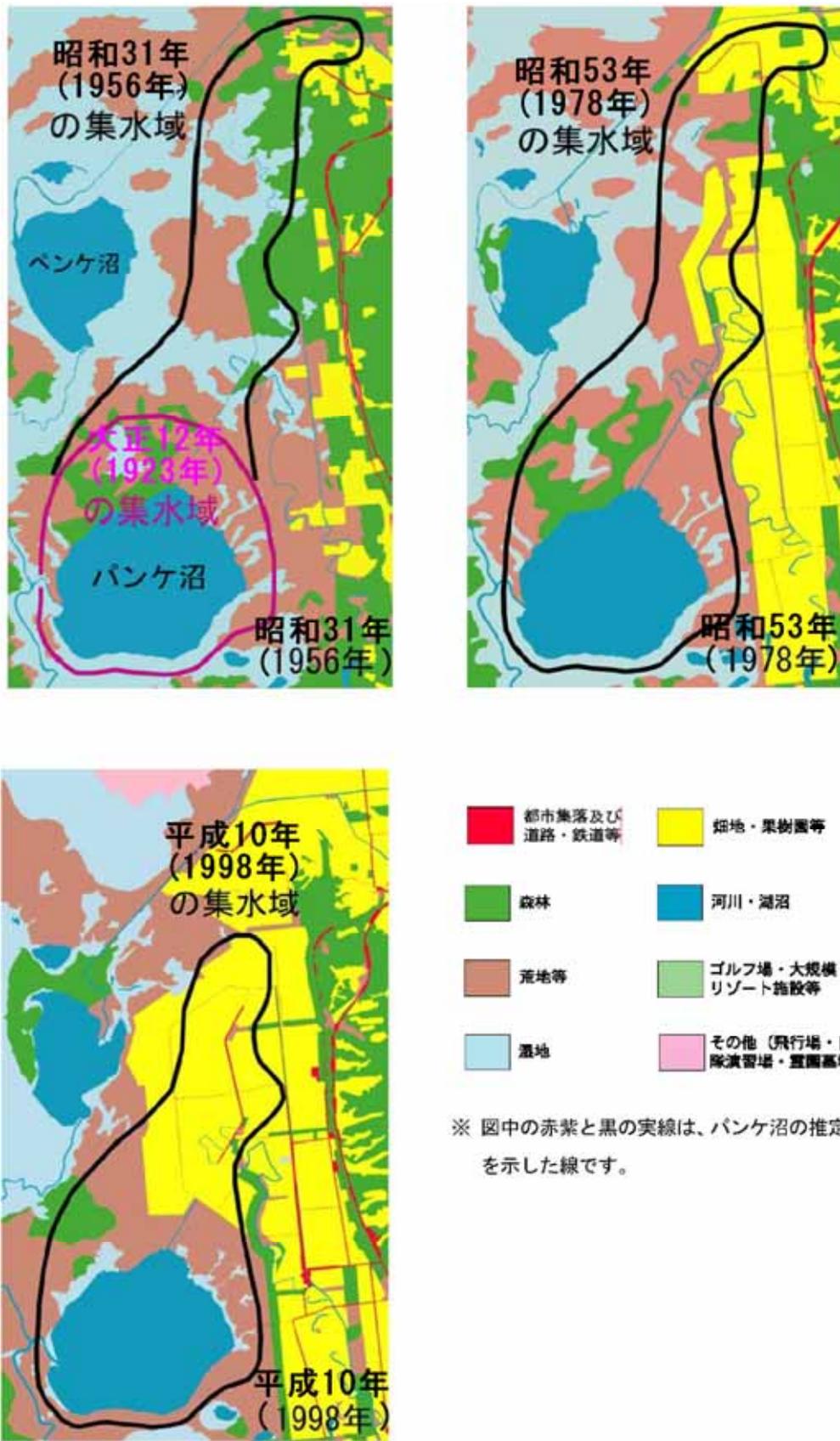


図 3.1.4-11 パンヶ沼(天塩)流域(集水域)の土地利用変化
 ※国土地理院(2007)「サロベツ地区 湖沼湿原調査報告」国土地理院技術資料D・1-No.457.
 (<http://www1.gsi.go.jp/geowww/lake/sarobetsu-pdf/>)

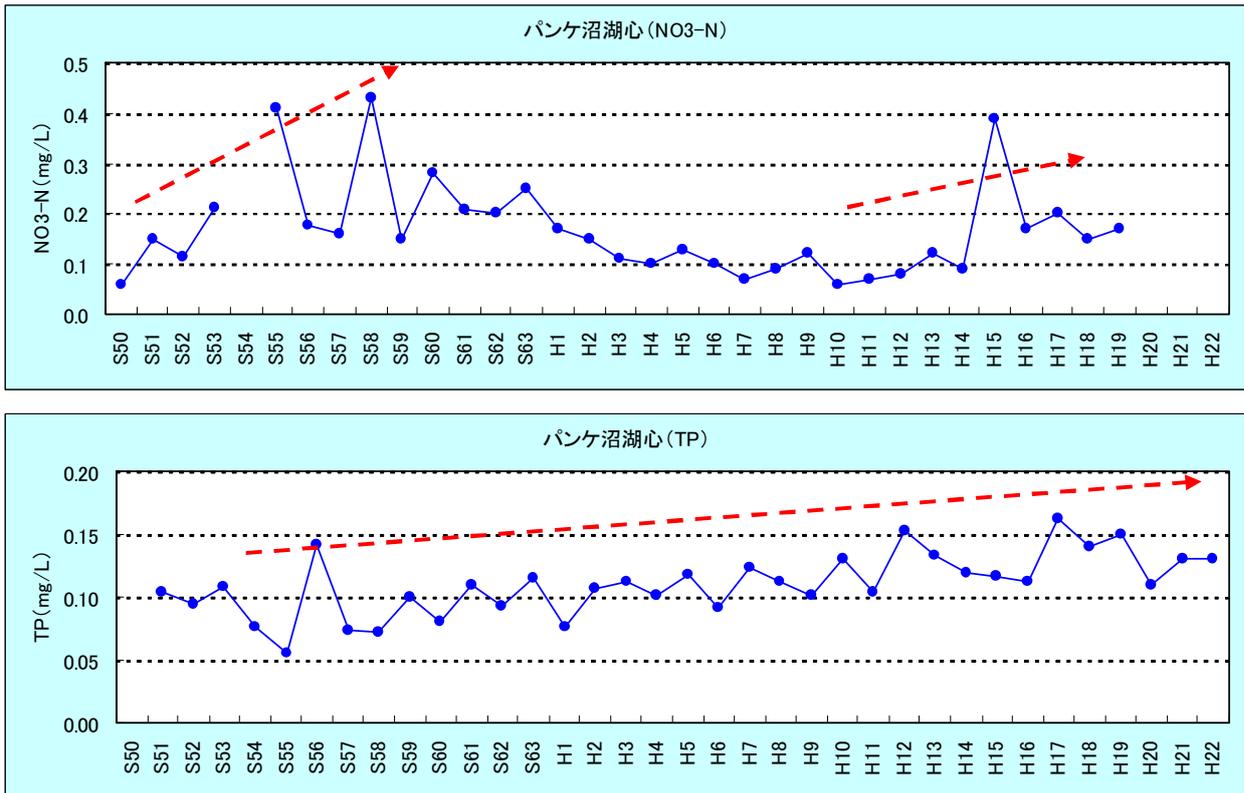


図 3.1.4-12 パンケ沼(天塩)の水質(年平均)経年変化[NO₃-N, TP]
 ※国土交通省水文水質データベースホームページより作成

例 3) 流入河川における河床材料の細粒化、掃砂流量の減少に伴う例

汽水湖の底質の泥化・浮泥堆積の要因の一つとして、流入河川における河床材料の細粒化、掃砂流量の減少が考えられる。すなわち人為的な作用(砂利採取、ダムや堰堤等による堆砂、河川改修、干拓築堤など)に伴い、流入河川を通じて供給される土砂において砂の割合が大きく減少し、シルト・粘土の割合が増加することにより、汽水湖の底質が細粒化することが想定される。

汽水湖を対象とした事例ではないが、有明海・八代海、筑後川の底質の泥化、有機物・硫化物増加に関する例を図 3. 1. 4-13~15 に示す。

筑後川の底質の泥化・浮泥堆積の要因の一つとして、人為的な砂の持ち出し(砂利採取、ダムによる堆砂、河川改修、干拓築堤)の結果、筑後川における河床材料中の砂の割合が大きく減少し、シルト・粘土の増加が挙げられる(図 3. 1. 4-13~14)。このような背景から有明湾(筑後川河口域)底質の細粒化が見られている(図 3. 1. 4-15、横山・五十嵐(2004))。

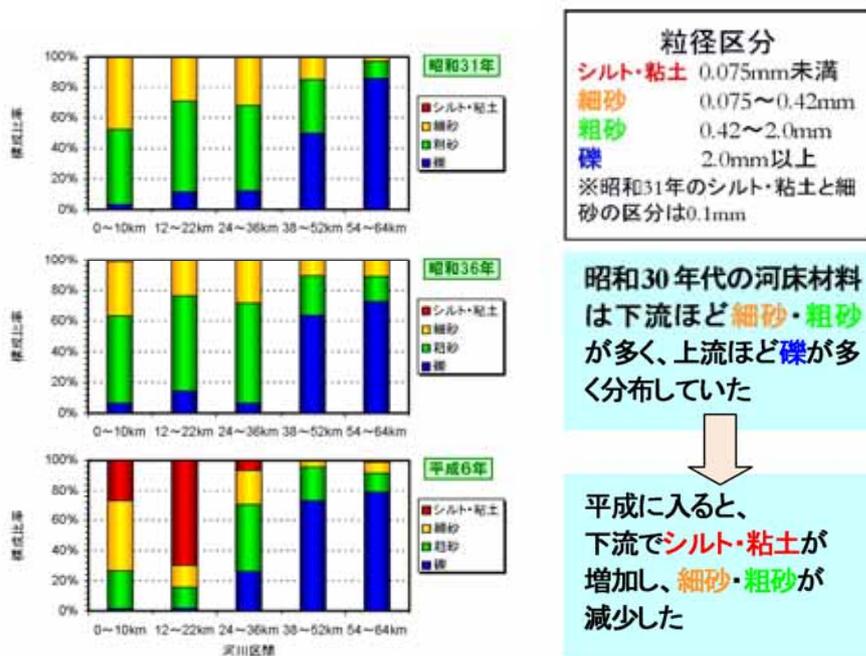


図 3. 1. 4-13 筑後川の河床材料の変化

※福岡捷二(2005)「有明海・八代海における河川の影響について」環境省 有明海・八代海総合調査評価委員会(第13回・H17. 4. 21), 資料 3.

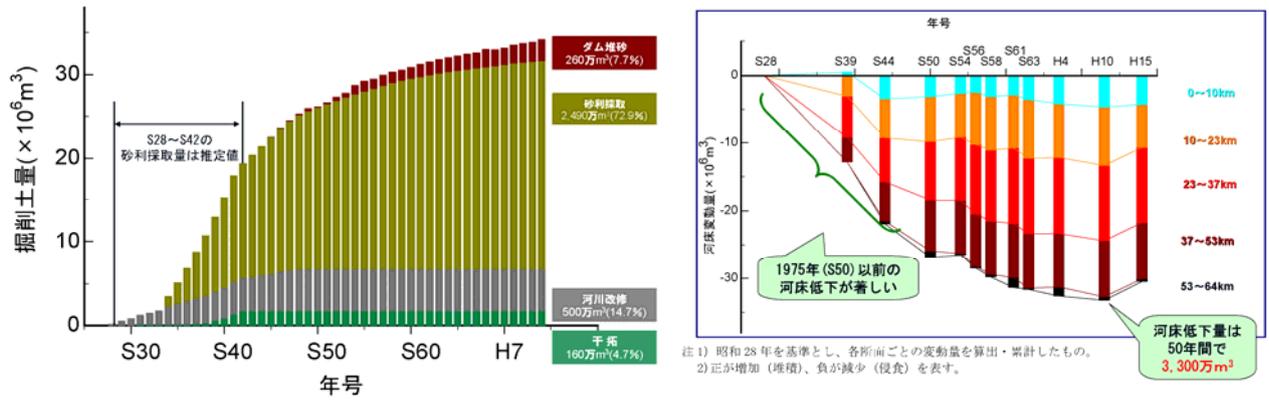


図 3.1.4-14 筑後川の河床材料の変化

※横山勝英, 五十嵐麻美 (2004)「有明海への土砂流出と海域環境」沿岸環境関連学会連絡協議会, 第 13 回ジョイントシンポジウム(海域環境から見た陸域流出の問題とその構造)資料, PP14～20.

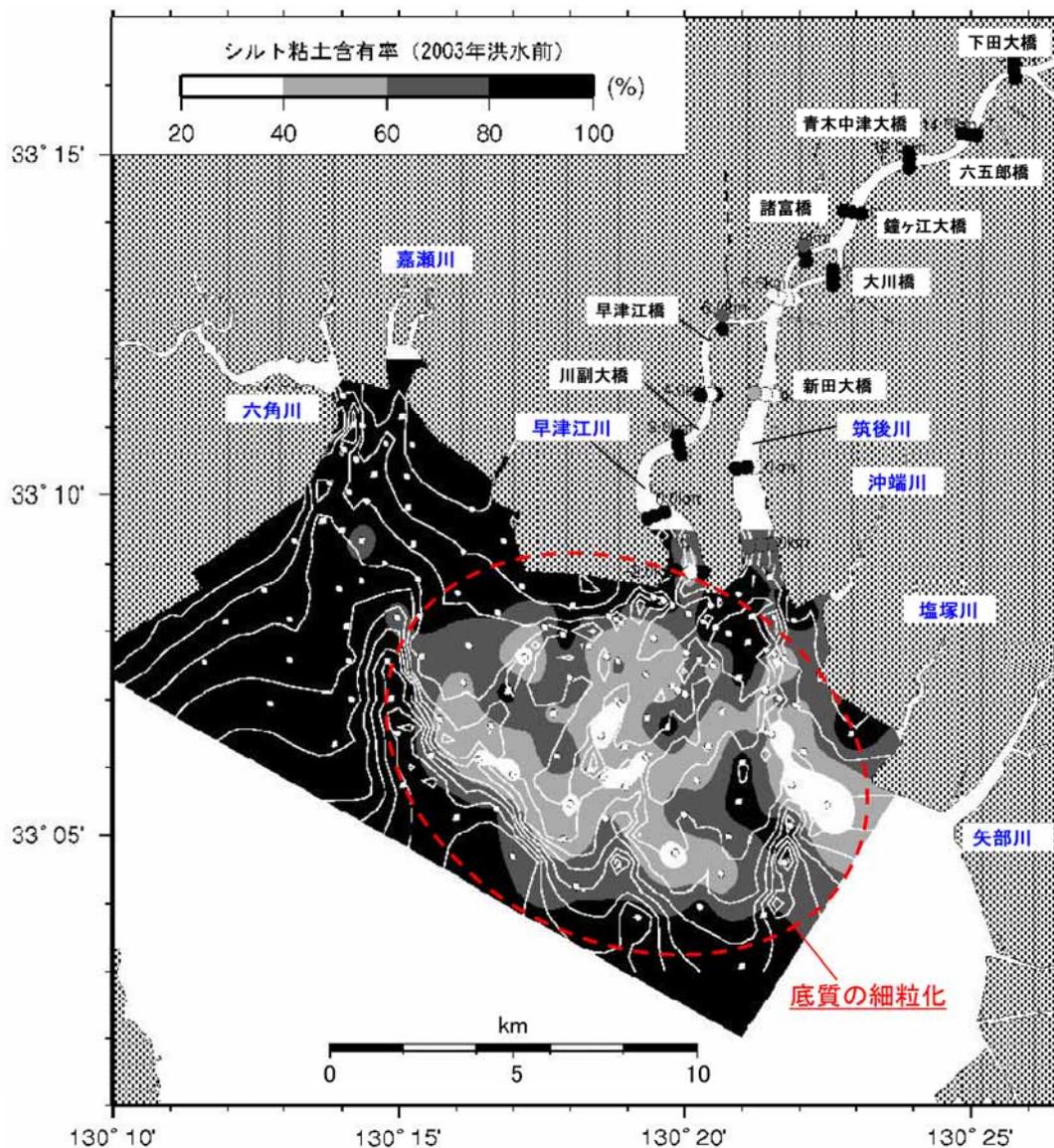


図 3.1.4-15 有明海(筑後川河口域)の底質状況(測量・底質分析結果に基づく)

※横山勝英, 五十嵐麻美 (2004)「有明海への土砂流出と海域環境」沿岸環境関連学会連絡協議会, 第 13 回ジョイントシンポジウム(海域環境から見た陸域流出の問題とその構造)資料, PP14～20.

例 4) 湖岸環境の変化に伴う例

湖岸において護岸等で人工化することにより湖岸断面の勾配が比較的きつく、落ち込む形となると、底泥は比較的シルトが多くなって還元的環境になりやすくなり、底泥から硫化水素の発生や栄養塩類等の溶出が懸念される状態になる。

一瀬ら(2004)^{*1}は、湖岸形状に応じて底泥特性が異なることを指摘しており、琵琶湖において落ち込む形の湖岸形状を有する人工護岸や自然護岸で底泥等の調査を行っている。その結果、人工護岸では、勾配が緩い自然護岸より泥質化して還元的環境にあり、底泥の全炭素、全窒素、全リン、強熱減量、含水率が大きく、浮上性藍藻類も多く見られていた。

※1:一瀬諭, 若林徹哉, 加賀爪敏明, 辻元宏(2004)「琵琶湖北湖沿岸帯湖底における泥質化の現状と藻類・アオコ形成種の分布」用水と廃水 46(5), PP39~49.

逆に湖沼の生態系回復等を図ることを期待して湖岸に植生を再生する取組等が行われる例が見られているが、期待している目的と異なる望ましくない結果をもたらす場合もある。元々それらの植生が湖岸に自生できる(自生していた)環境を有している場合、様々な動物のハビタットを提供するなどの効果が期待できる。しかし、元々湖岸がそれらの植生の生息できない(生息していなかった)環境の場であったときに消波施設等を用いて植栽することは、その湖岸環境へ悪影響を与えることが懸念される。

例えば波浪の力が大きく、湖岸に砂浜が広がっているような湖沼においては、元来湖岸での抽水植物の生息が困難である可能性が高い。このような場で波浪に弱い植生を植栽するとしたら、消波施設等の構造物設置や浅場造成などの人工改変が必要となることが想定される。

その結果、湖岸付近はそのような人為的な改変により波浪が緩和されるため、湖岸及びその沖の環境が変化することが懸念される。また密生した植生の存在により水の流速をやわらげ浮遊物の沈殿を促進する一方、枯れた植物体が供給されるために有機物含量の高い泥が堆積するので(吉良, 1991^{*2})、湖岸周辺の底質が細粒化するおそれがある。

元々、湖岸寄りの浅い水域が砂質の底質を有しており、その場にシジミなどが生息している環境である場合、シジミなどは泥質の底泥では生息できないため、そのような湖岸環境の変化(底質の細粒化)はシジミなどの生息環境に影響を及ぼすことが懸念される。

石飛ら(2014)^{※3}は宍道湖におけるヨシ植栽に伴う問題点を指摘している。宍道湖では、波浪が比較的強く、湖岸に砂浜が広がっており、元来ヨシ等が生息できる環境になく、シジミなどが湖岸寄りの浅い水域に生息する。そのような環境下において、湖岸で浅場造成などを行いながらヨシが強制的に植栽されており、その結果、ヨシと岸の間に枯死した茎やゴミ、泥が堆積し(図 3. 1. 4-16)、植えられた一部が陸ヨシ状態になっている場所がある。またヨシの植栽に伴う人工改変によりシジミ稚貝の着底の場であった砂・細礫なぎさ、礫湖岸など汀線部が大きく変わっていると指摘している。

以上のように湖岸を改変する際には、その改変によって湖岸付近の環境変化(泥や植生の枯死体等の堆積、底質の細粒化など)をもたらし、湖岸の還元化に伴う水質悪化やその付近の浅場に生息する二枚貝等へ影響を及ぼすおそれがあることから、その湖岸環境が元々どのような環境を有していたのかを把握した上で、その環境に適した対応を図ることに留意する必要がある。

※2:吉良竜夫(1991)「ヨシの生態おぼえ書き」琵琶湖研究所報 9, PP29-37.

※3:石飛裕, 神谷宏, 山室真澄(2014)「山陰文化ライブラリー5 中海宍道湖の科学—水理・水質・生態系—」ハーベスト出版



図 3. 1. 4-16 水位低下時におけるヨシを植栽した湖岸の様相(宍道湖)
(ヨシと岸の間に枯死した茎や泥等が堆積している)

※図 3. 1. 4-16: 山室真澄撮影

＜コラム 15＞航空写真を用いた底質変化の判読

汽水湖ではシジミ等の水産資源の生息場となっていたところが、現在では還元化や細粒化が進行し、生息場所が減少している例が多い。その影響を把握するためには、昔の汽水湖底質の状況を把握することが重要となる。

ここでは水深の浅い汽水湖を対象とし、航空写真から昔の汽水湖底質状況(砂質)を把握する手法の例を示す。把握のポイントについては、次のような事項が挙げられる。

◇透明度の高い状況(時代)の航空写真を高画素のもの(概ね 600dpi 以上)で用意する(モノクロ)。

※例：国土地理院から最高画素 2,500dpi の写真を購入し 600dpi で解析するなど。

◇撮影されている写真の中央に目的とする場所が写っているものをなるべく選ぶ。

(写真の隅付近はゆがみが生じているおそれがある。必要に応じて画像補正を行う。)

◇植生(沈水・抽水・浮葉)の分布に着目する。例えば、沈水植物が分布している場合、底質が極度に泥質化していない可能性が想定される。

◇水面の波などが沈水植物、抽水植物、浮葉植物かを判明する材料となる。

◇水深を考慮しながら、湖岸を中心に濃淡に着目して判読していく。

など

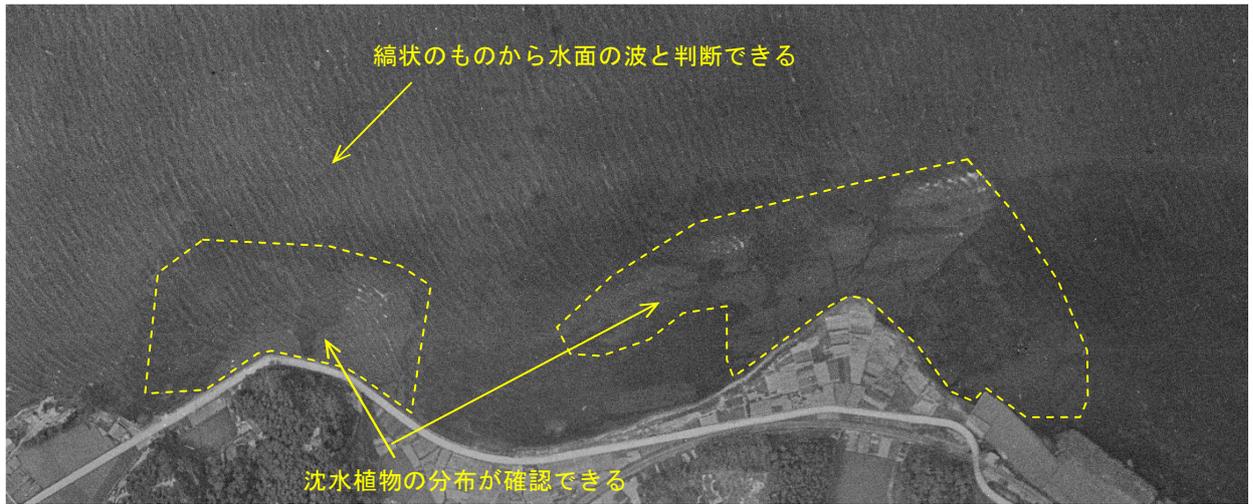
■宍道湖の例

図 C15-1 に示した 1947 年における宍道湖の航空写真を判読すると、湖岸から水深 4m 付近まで見えることから、当時の透明度が 4m 程度であることがわかる。また沈水植物の分布も併せて考慮すると、そこまで砂質堆積物であった可能性がある。

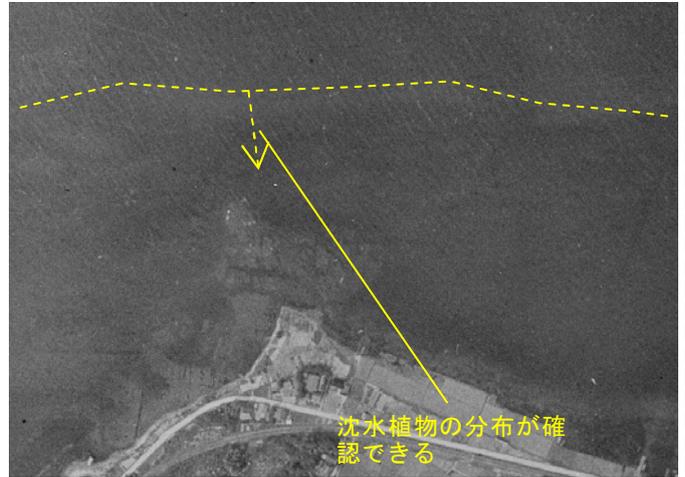
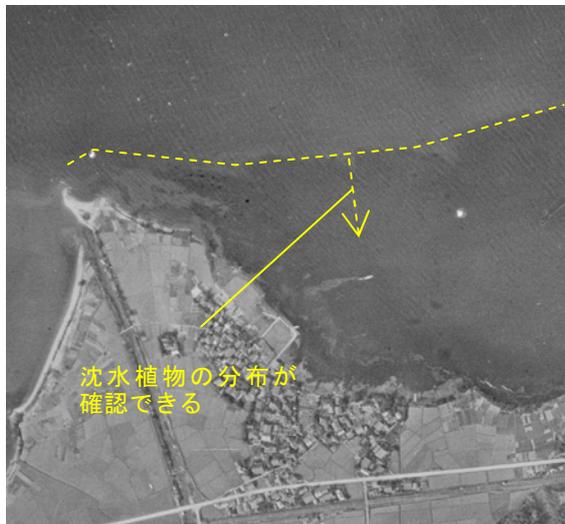
現在の水深 4m 地点では微細泥が卓越していることから、時代の経過とともに底質が変化したことがわかる。

このように、底質については、判読条件の揃う航空写真を入手すれば、上記のような航空写真を活用する手法が判読手法の一つになると考えられる。

< (a) 部分 >



< (b) 部分 >



※上記(a)、(b)写真は画素 2500dpi のものを 600dpi にして表示。
 ※国土地理院撮影の空中写真（昭和 22 年撮影）。

< 全体 >

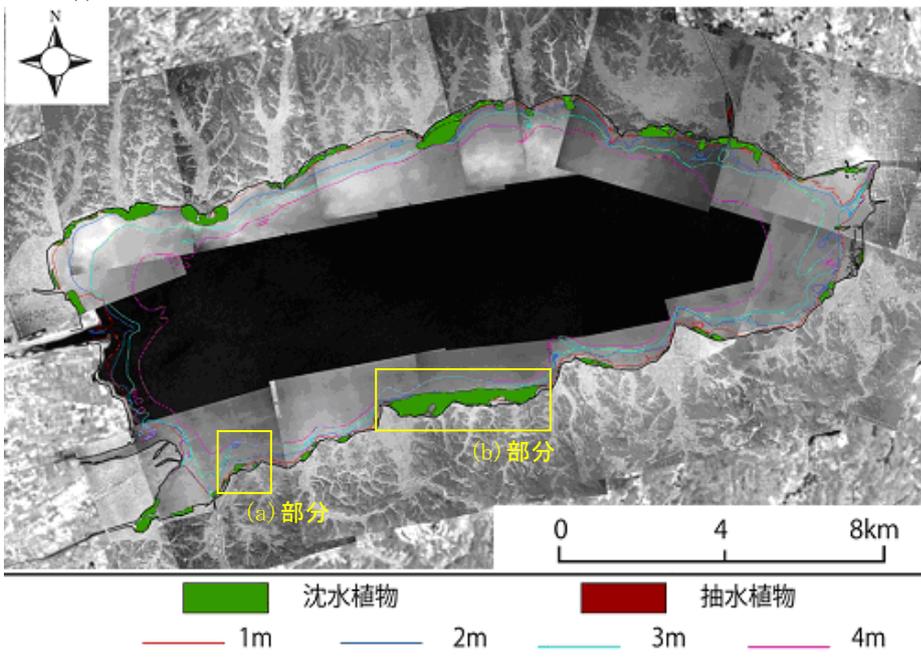


図 C15-1
 1947 年における航空
 写真から判読した宍道
 湖の沈水・抽水植物及
 び砂質分布
 ※東京大学大学院 新領域
 創成科学研究科 自然環
 境学専攻 山室・小室作成
 ※国土地理院撮影の空中写
 真（昭和 22～23 年撮影）
 を接続して作成。

- ◇図 C15-2 は 1947 年撮影の神西湖の航空写真であり、その右図は西岸の状況を拡大したものである。
- ◇右図の写真では点線で囲った範囲に濃淡が見られることから、植物帯が繁茂しており、その範囲の底質が砂質で構成されていた可能性がある。ただし、その植物帯が水面より上にあるか下にあるかまでは判読しにくい。

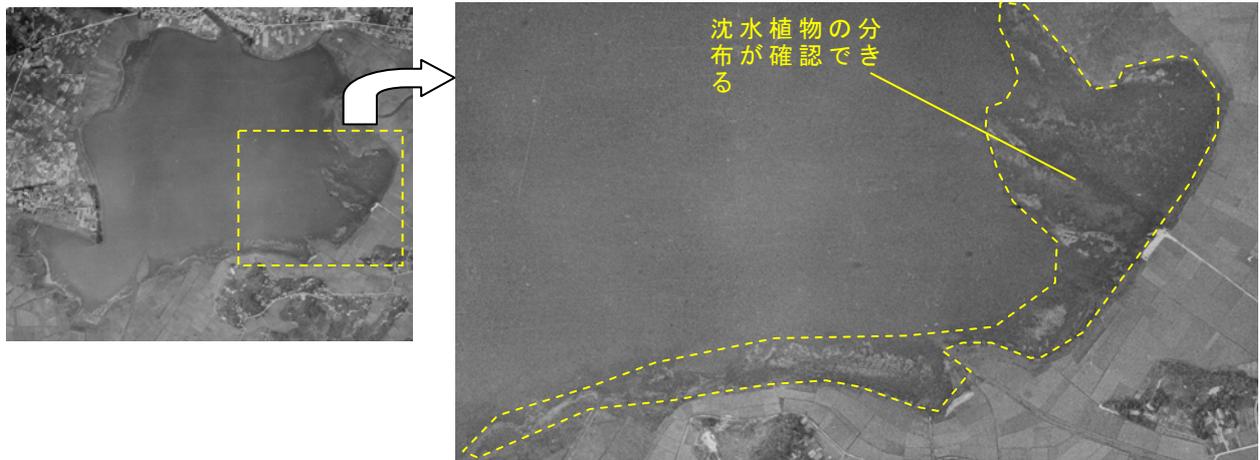


図 C15-2 神西湖の航空写真(1947 年撮影)

※上記写真は画素 2500dpi のものを 600dpi にして表示。
 ※国土地理院撮影の空中写真 (昭和 22 年撮影)。

■東郷池の例

- ◇図 C15-3 は 1967 年撮影の東郷池の航空写真であり、その左図は東岸の状況を拡大したものである。
- ◇左図の写真では点線で囲った範囲に黒っぽい様相が分布し、その周辺と併せると濃淡が見られていることから、植物帯が繁茂している可能性がある。また、水面に見える縞状のものが水面波と考えられることから、その植物帯は水面下に見られる沈水植物と推測される。このことから、これら一帯の底泥は砂質であった可能性が高いと考えられる。
- ◇航空写真と同じ撮影月の植物帯分布図を図 C15-3 の右下に示す。この分布図より左図の部分に今でも植物帯が存在していることがわかる。

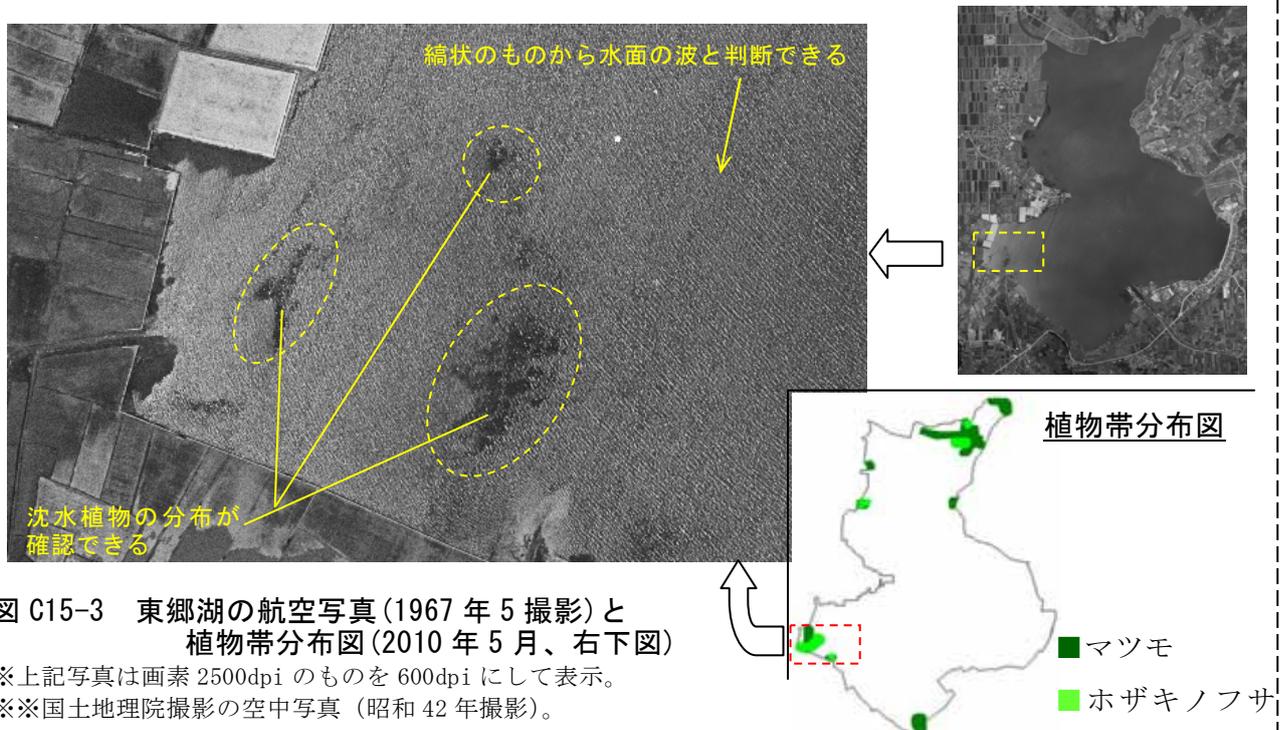


図 C15-3 東郷湖の航空写真(1967 年 5 撮影)と植物帯分布図(2010 年 5 月、右下図)

※上記写真は画素 2500dpi のものを 600dpi にして表示。
 ※国土地理院撮影の空中写真 (昭和 42 年撮影)。

3.2 汽水湖の水産(漁獲量・養殖量)の変遷

[1] 漁獲量・養殖量の変遷

(1) 漁獲量の長期的変遷

汽水湖は前述のとおり生産力が高い特性を有するが、漁獲量は長期的に見ると減少傾向にある(過去 30~50 年前と比べて減少している)。汽水湖の主産業の一つであるシジミ漁獲量の長期的変遷(網走湖、十三湖、小川原湖、澗沼、宍道湖)を図 3.2-1 に示す。

これら 5 湖合計のシジミ漁獲量は昭和 58 年以降に減少傾向を示しており、平成 21 年には 7,900(t/年)と昭和 58 年の 3 割程度まで少なくなっている。その合計漁獲量は 5 湖の大半を占めている宍道湖の減少が大きく響いている。宍道湖は本年以降も減少し続け、平成 23 年には長年にわたり全国 1 位だった島根県のシジミ漁獲量が激減して首位の座を青森県に明け渡した。しかし、小川原湖や澗沼もここ 10 年間で減少傾向が見られており、十三湖も平成 15 年頃まで増加していたが、それ以降減少している。

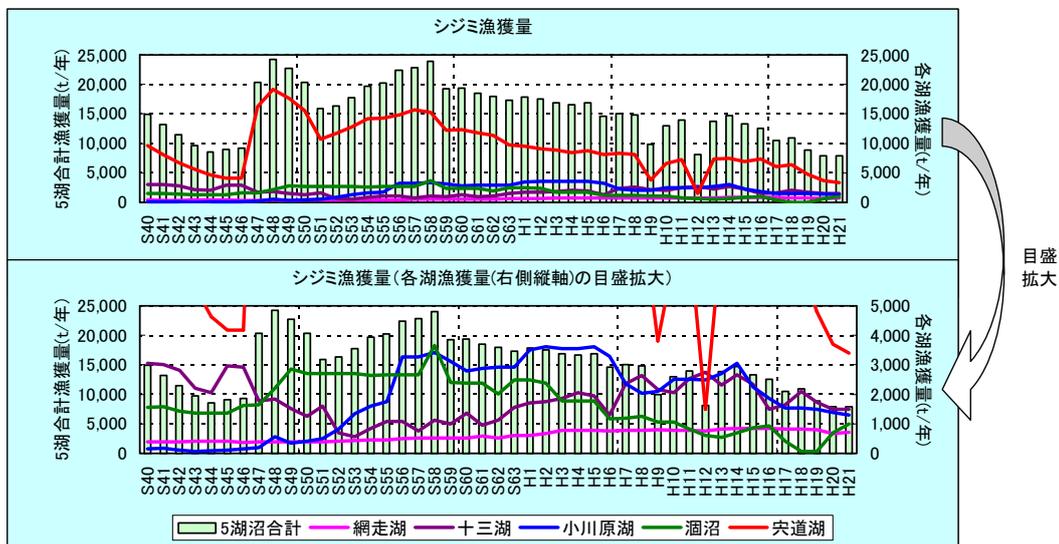


図 3.2-1 シジミ漁獲量の長期的変遷(網走湖、十三湖、小川原湖、澗沼、宍道湖とその合計)
 ※中村幹雄(2011)「わが国の水産業 やまとしじみ」社団法人 日本水産資源保護協会, PP11 データより作成

図 3.2-2 は中海の小型定置網による漁獲量と 1 漁労体当たりの漁獲量 (CPUE) を示したものである。中海は 1960 年代前半を境に漁獲量が激減し、その後も減少傾向にあり、2004 年には 50(t/年) 台まで少なくなっている。

一方、1 漁労体当たりの漁獲量 (CPUE) は 2000 年代初期まで概ね横這いで長期的な減少傾向ではなく、約 2 ~ 3(t/年) を維持していたが、2003~2004 年には 1.2 トン程度まで急減している。

図 3.2-3 は湖山池(高塩分化対策前)の漁獲量と塩化物イオンの長期的変遷を示したものである。湖山池の漁獲量は昭和 30 年代後半が 150~200(t/年) とピークであったが、

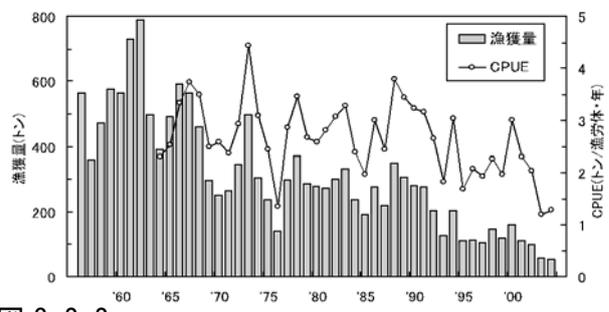


図 3.2-2 中海の小型定置網による年間漁獲量と 1 漁労体当たりの漁獲量 (CPUE) の長期的変遷
 ※森脇晋平・道根淳(2007)「中海における漁獲量変動」島根県水産技術センター研究報告 1, PP41~48.

昭和 41 年以降に農業用水としての利用することとなったため水門操作による塩分調節（低塩分化）が行われるようになり、漁獲量が減少するようになる。その後、昭和 58～59 年頃に千代川河口付替工事に伴って塩分が上昇するにつれて漁獲量が一時的に回復するが、平成元年以降、低塩分（塩化物イオン 150～300ppm）で管理することとなり、漁獲量は激減して平成 21 年にはほとんど見られなくなっている。

このように湖山池では人為的作用に伴って漁獲量が長期的に減少している。ただし、現在、湖山池では高塩分化を図る施策を講じ始めているため、今後の漁獲量の変動が注目される。

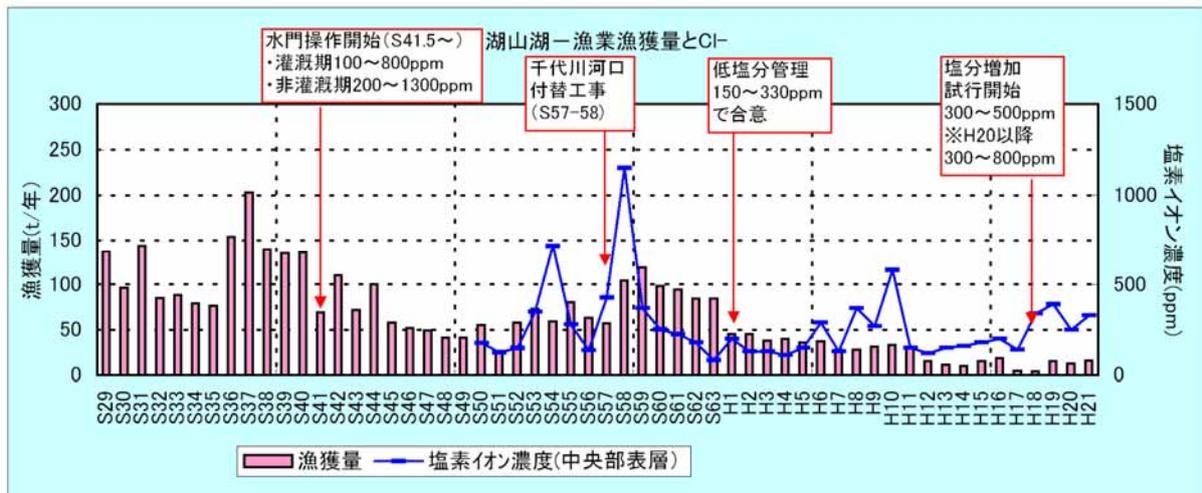


図 3.2-3 湖山池（高塩分化対策前）の漁獲量の経年変化

※鳥取県提供資料より作成

以上のとおり、汽水湖の漁獲量は長期的に見ると減少傾向にあり、このような減少は歴史的な湖沼環境の変化（湖内水質（貧酸素化、硫化水素発生等）や底質環境の悪化に伴う生息場所の減少、塩分等の水質の変化（淡水化、塩分化）、湖岸や湖底への人為的な直接改変（湖岸の人工化、浚渫、覆砂）、外来種の存在など）や従事者の高齢化・減少などの要因が想定される。

ただし、過去 10 年程度で見ると、図 3.2-4 に示すとおり、北潟湖や風蓮湖、パンケ沼（天塩）のように減少している汽水湖もあれば、東郷池や水月湖、能取湖のように回復傾向又は増加傾向になっている汽水湖もあり、各汽水湖に応じ様々である。

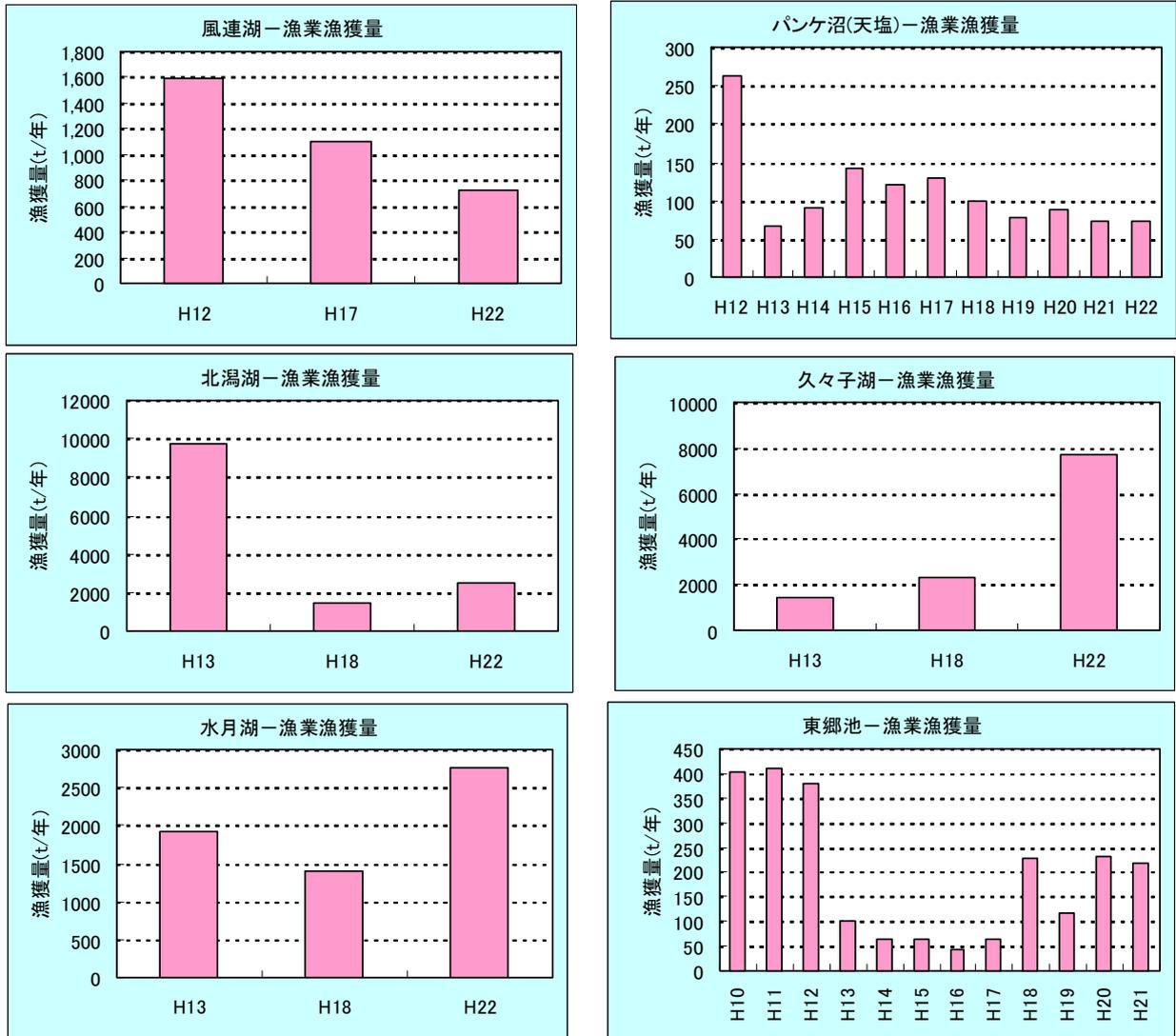


図 3.2-4 その他の漁獲量の経年変化(過去 10 ヶ年程度)

(2) 養殖量の変遷

養殖量については、「自治体アンケート」を踏まえると、北潟湖や久々子湖のように、約 20～40 年前までコイ等の養殖を行っていたが、現在は、従事者の高齢化・減少に伴って行っていないもの、厚岸湖のように、カキやアサリが昔は天然種のもが見られたが、現在では、宮城産の種かきを移入して養殖しているものなどがある。

また、浜名湖のノリ類のように、昭和 40 年代後半までクロノリが大半であったが、現在はアオノリに移行しているものもある。

過去 10 ヶ年程度で見ると、図 3.2-5 に示すとおり、浜名湖のカキ類のような減少傾向も見られるが、サロマ湖のように概ね横這い傾向や、浜名湖のノリ類のような増加傾向も見られ、各汽水湖及び対象種に応じ様々である。

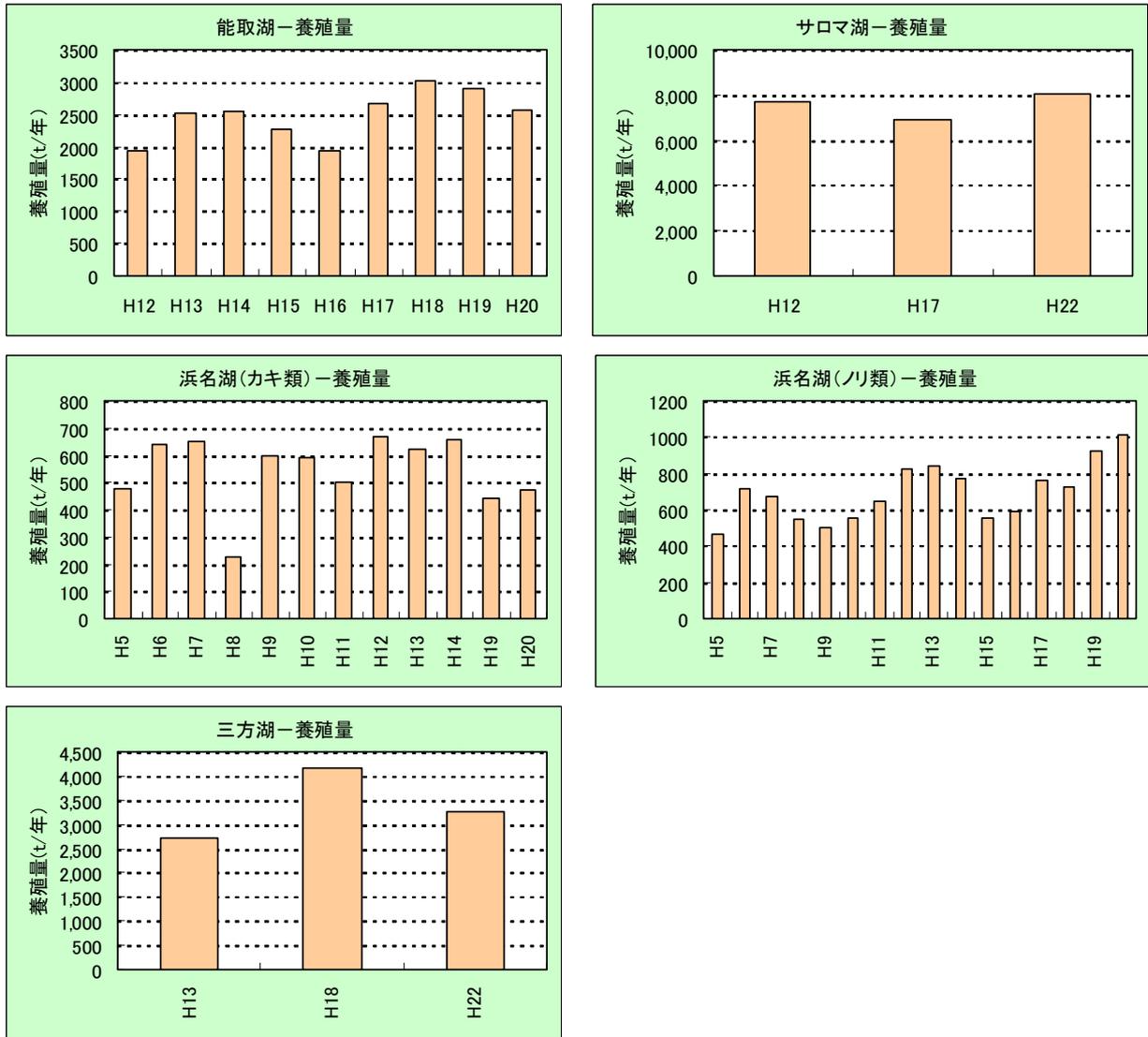


図 3.2-5 養殖量の経年変化(過去 10 ヶ年程度)

[2] 漁獲量と漁業従事者数

汽水湖の水産状況については、漁獲量のほか、漁獲努力量も重要となることから、漁業従事者数データにも着目して現状を把握する。ここでは、汽水湖の漁獲量について、「自治体アンケート」や自治体ホームページのデータなどを踏まえて、また漁業従事者数について、農林水産省の漁業センサスを踏まえて整理した。

漁獲量と漁業従事者数の関係については、双方が類似した推移傾向を示す場合や、異なる推移傾向を示す場合がある。例えば、漁業従事者数が減少しているのにも関わらず、漁獲量が増している場合は、漁獲作業の効率化とともに、湖内の水産資源量が増加していることによる可能性が想定される。逆に、漁業従事者が増加しているのにも関わらず、漁獲量が減少している場合は、湖から漁獲が得られにくくなっていると考えられる。

一方、双方がともに減少傾向である場合、漁獲が得られないから従業者数が減少したのか、または従業者数が減ったことに伴って漁獲漁も確保できなくなった可能性の双方が考えられる。このことから、ここでは漁獲量と漁業従事者数の関係について、双方の推移傾向に着目して結果を考察した。

双方の推移傾向が異なるケースとしては、例えば、小川原湖や近年のパンケ沼(天塩)などが挙げられる(図 3.2-6(1)～(2))。

小川原湖においては、図 3.2-6(1)に示すとおり、従業者数が昭和 53 年にピークを迎えるが、その後、減少傾向にあり、平成 10 年で最も落ち込むこととなる。しかし、漁獲量は、昭和 55 年頃～平成 5 年頃が概ね 6,000t/年で横這い傾向にあったことから、この期間では、比較的、湖から漁獲が得られやすかったと考えられる。ところが、平成 5 年頃以降は、一時的に増加する傾向も見られたものの、全般的に漁獲量が減少傾向にあり、平成 20 年頃では平成 5 年の半分程度までになっている。そのような傾向にも関わらず、従業者数は、平成 10 年～20 年で増加傾向を辿っている。

このことから、平成 10 年以降は、湖から漁獲が得られにくい傾向に変化していると考えられる。

パンケ沼(天塩)においては、図 3.2-6(2)に示すとおり、昭和 63 年頃～平成初めの増加傾向、平成 5 年～15 年頃の減少傾向を見ると、従業者数と漁獲量が類似した推移傾向を示している。しかし、平成 15 年以降では、従業者数が増加しているのにも関わらず、漁獲量が減少傾向にある。

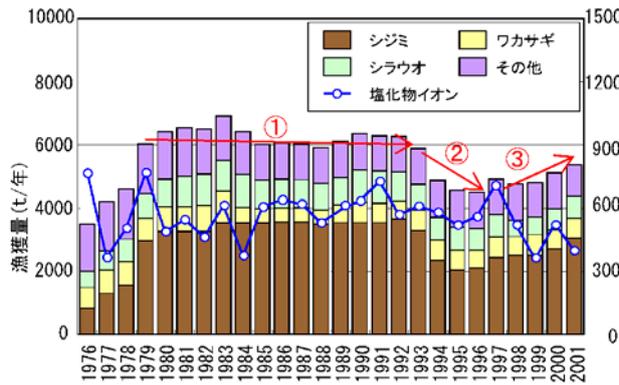
このため、近年のパンケ沼は、湖から漁獲が得られにくい傾向にあると考えられる。

なお、湖山池(高塩分化対策前)については、図 3.2-6(3)に示すとおり、漁獲量と従業者数がともに減少傾向を示していた。これは、湖山池が農業用水利用を優先させる管理を

行ってきたことが大きな要因になっている。

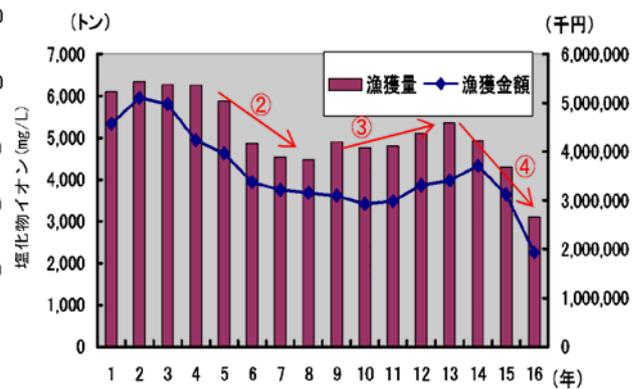
■小川原湖

1) 昭和 51 年～平成 13 年の漁獲量



※国土交通省高瀬河川事務所ホームページより
(http://www.thr.mit.go.jp/takase/committe/committe/2nd/pdf/2_01.pdf)

2) 平成元年～16年の漁獲量



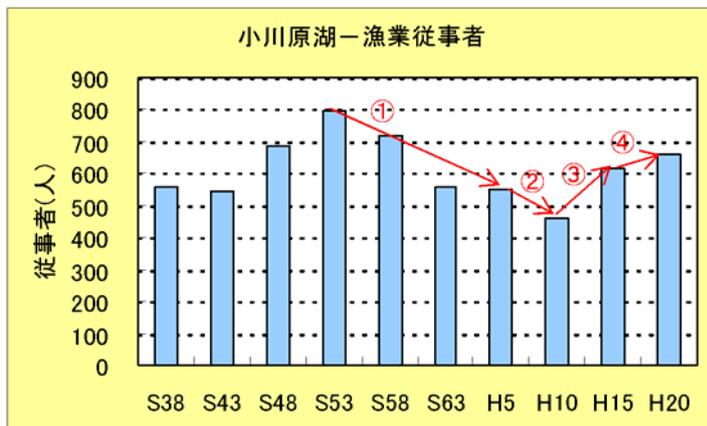
※「豊かな自然・小川原湖の恵みを活かす-シジミ・シラウオを知るチャレンジ精神(沼辺正孝)」より
(http://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/nourin/sshinko/files/shiryou_tech_47.pdf)

3) 平成 18 年～22 年の漁獲量



※「自治体アンケート」より

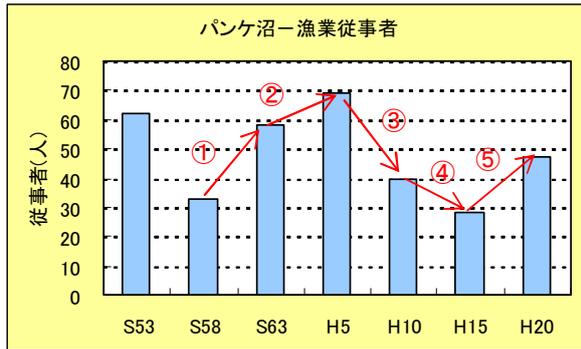
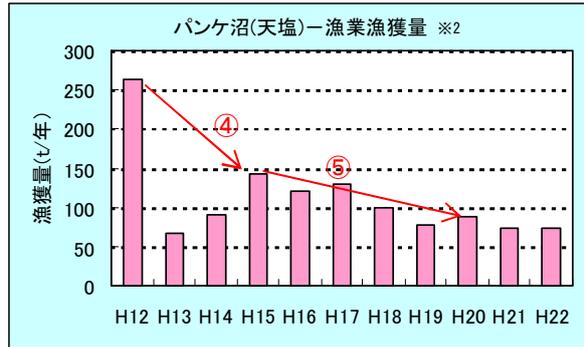
4) 漁業従事者数



※漁業センサス(農林水産省)より

図 3.2-6(1) 漁獲量と漁業従事者数(小川原湖)

■パンケ沼(天塩)



※1 シジミ漁獲量(上左図): 第1回天塩川下流汽水環境検討会-資料-天塩川下流汽水環境再生整備について(国土交通省北海道開発局留萌開発建設部ホームページ)より
http://www.rm.hkd.mlit.go.jp/teshio_kai/kisui/pdf/01kisui_ss001.pdf
 ※2 漁獲量(上右図): 自治体へのアンケート調査結果(2011,環境省)より
 ※3 漁業従事者数(下図): 漁業センサス(農林水産省)より

図 3.2-6(2) 漁獲量と漁業従事者数(パンケ沼)

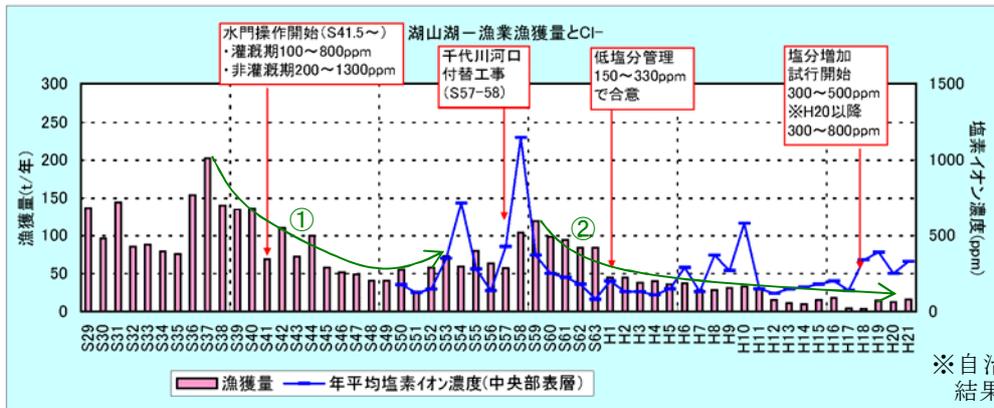
■湖山池(高塩分化対策前)

1) 昭和 29 年～平成 20 年の漁業従事者



※漁業センサス(農林水産省より)

2) 昭和 29 年～平成 21 年の漁獲量



※自治体へのアンケート調査結果(2011,環境省)に基づく

図 3.2-6(3) 漁獲量と漁業従事者数(湖山池(平成 21 年以前))

3.3 人為的作用による汽水湖への影響

汽水湖は通常、流域の最下流端に位置し、人口が集中する平野部であることが多いことから、人間活動の最も活発な場所にあるという立地条件になりやすい。また湖口(河口)閉塞等による流下阻害や周辺に標高が低い平地が広がって浸水被害が生じやすい地形条件、周囲に人口が集中しやすい地域性などの背景を有することを踏まえると、氾濫時の被害が甚大となるおそれが十分に高く、洪水を安全に流下させることや高潮による被害を軽減させることなどの治水対策が重要である。このことから、汽水湖は干拓・淡水化、浚渫、湖岸の人工化や湖口等の改変などの、人為的改変が行われやすい水域である。

一方、汽水湖は固有な湖環境を有し、生産性が高い水域であることから、動植物の生息・生育場となるとともに、人々にも多くの恩恵をもたらしてきた。その反面、汽水湖環境は人為的改変による影響(干拓、淡水化、開削など)を受けてきた。

例えば、汽水湖に限らないが、湖岸の人工化は生物にとって重要な陸域と湖域の連続性などに影響をもたらすおそれがある。浚渫は水質保全やその他の目的により行われるが、その効果に反して汽水湖環境へ影響をもたらす場合がある。

また汽水湖では、塩分が環境に大きく左右する要素の一つになることから、人為的に塩分を変化させることは汽水湖の水質や生物等へ大きな影響を及ぼしやすい。

このように汽水湖においては、人々の生活を守るための治水等を目的として人為的な改変を行わざるを得ない面があるものの、人為的な改変を講じる際には、汽水湖が人々に様々な恩恵(水産資源等の供給、人と自然の触れあいの場の提供など)を与えてくれる水域であるとともに、その基盤が水生生物の生息・生育、一次生産の働き、栄養塩類の循環など生態系由来によるものであることを認識し、汽水湖環境への影響に関する科学的な調査・検討による裏付けを行いながら、悪影響の低減に努めることが重要である。

ここでは、以下に示すとおり、汽水湖における(近年の)社会との関わりを説明しつつ、湖岸の人工化、浚渫、人為的な要素に伴う塩分変化による影響を整理した。

その一方、鹿児島県上甕島の湖沼群のようにほとんど人為的改変が行われていない汽水湖もあることから、本項目の最後にそのような汽水湖も紹介する。

- [1] 汽水湖における(近年の)社会との関わり
- [2] 湖岸の人工化
- [3] 浚渫に伴う影響
- [4] 人為的な要素に伴う塩分変化
- [5] 自然状態のまま保全されている汽水湖

[1]近代社会と汽水湖の関わり

表 3.3-1 は、湖沼と社会の関わりを年表でまとめたものである。

河北潟や八郎湖、霞ヶ浦などはもともと汽水湖であったが、干拓事業に伴って人為的に淡水湖へ改変された湖沼である。中海・宍道湖や小川原湖も淡水化計画が進められていたが、ともに事業が中止されている。

湖山池では農業用水としての活用を図るために水門操作による低塩分管理が行われていたが、アオコやヒシの異常発生などの問題から現在では塩分を増加させて汽水湖として再生が図られている。

また浜名湖やサロマ湖などは、治水目的により湖口の改変等に伴って海水に近い状態で高塩分になっている。

このように汽水湖は人々の生活や国の施策と深い関わりをもち、その社会的背景のもと汽水湖環境が変化している。

表 3.3-1 汽水湖と社会の関わりの概要

年	社会の動き(法律)	時代背景	霞ヶ浦	八郎湖	河北潟	中海	小川原湖	湖山池	浜名湖	サロマ湖
S20	S20終戦 S25国土総合開発法	食糧増産	各地で干拓						S21今切口浚渫	1920年代湖口開削
S30				S32干拓着手					湖口(今切口)の改変導流堤工事 塩分増加 1950年代 ~1965年頃	
S40	S36水資源開発促進法 S39新河川法	高度経済成長	S36水道給水開始 S43常陸川水門完成 S49水門完全閉鎖	S36防潮堤完成 S43干拓完成 淡水化	S38干拓着手	S38干拓着手	S37高瀬川放水路開削	S41水門操作開始		
S50	S45水質汚濁防止法 S48瀬戸内海環境保全特別保護法	減反政策 オイルショック 汚濁防止の兆し	淡水化		S46干陸完了 淡水化	S49中浦水門完成 S56森山堤防締切	小川原湖広域水道用水供給事業(淡水化計画)			S54第二湖口開削
S60	S59湖沼法		S56霞ヶ浦富栄養化防止条例		S61干拓事業及び公団事業の完了			S57~58千代川河口付替工事		
H1	H5環境基本法	環境保全の兆し				S63本庄地区工事中断		H1低塩分管理開始		
H10	H9改正河川法(環境へ配慮) 環境影響評価法					H12干拓事業中止	H8淡水化計画中止			
H20	H20生物多様性基本法							H24高塩分管理開始(汽水域再生)		

＜コラム 16＞汽水湖から淡水湖になった湖沼（八郎湖の例）

八郎湖はもともと全国の湖沼で第二位の面積（220.24km²）を誇っていた汽水湖であり、シジミの生産量も多かった。

しかし、戦後の食糧増産を目的として国営八郎潟干拓事業（昭和 32 年～52 年）が進められ、防潮水門が設置されて日本海と遮断することにより淡水化するとともに、1 万 7,203ha を陸化して大潟村が誕生した。現在では大潟村をはじめとする隣接市町の農業用水として利用されている。

現在の八郎湖は、面積 47.32km²、湖容量 132.6 百万 m³ の淡水湖であり、調整池、東部承水路、西部承水路の 3 つの水域から構成されている。調整池と東部承水路の水位は湖口の防潮水門により、西部承水路の水位は北端、南端の水門、ポンプにより調節管理されている。

「自治体アンケート」によると、農業用水として活用されるほか、漁業（主にワカサギ、シラウオ）、養殖、観光・レクリエーション、釣り（ワカサギ、ブラックバス、コイ、フナ等）、水浴、船遊びなどの利用が行われている。

■ 干拓前



■ 干拓後

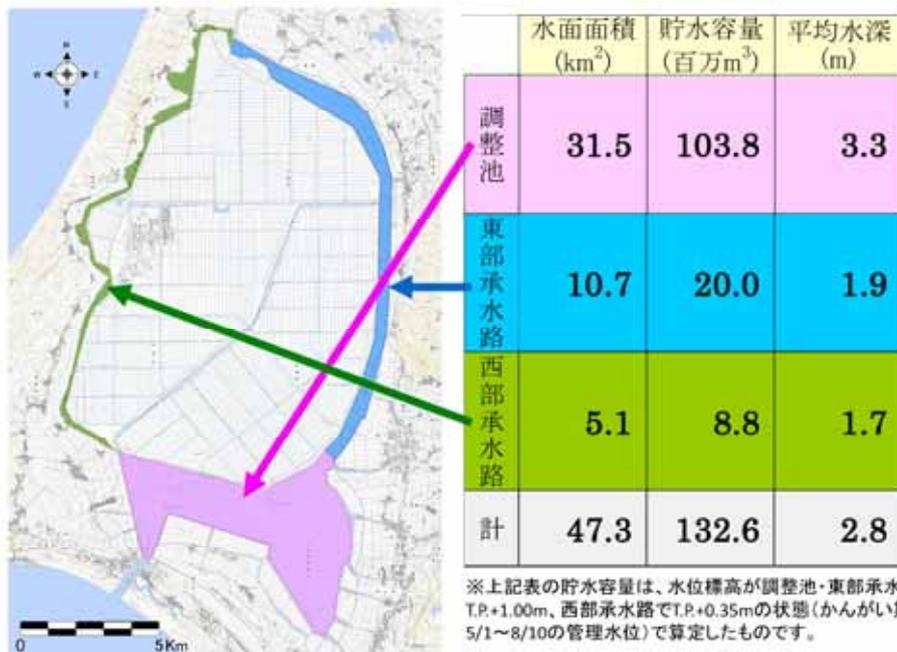


図 C16-1 干拓前後の湖沼の変化と現在の湖沼規模

※秋田県生活環境部環境管理課八郎湖環境対策室（2013）「八郎湖の概要」について」秋田県ホームページ

(<http://www.pref.akita.lg.jp/www/contents/1247102359794/files/hachirouko-gaiyou.pdf>)

ただし、干拓後の八郎湖は富栄養化による水質汚濁により水質環境基準を大幅に超過している状況が継続しており、近年は毎年アオコの発生が確認されている。このため、現在は、平成19年12月に全国11番目の指定湖沼の指定を受け、湖沼水質保全計画を策定し、水質保全対策を推進している。

[2] 湖岸の人工化

湖岸が自然護岸である場合、例えば陸域と湖域の連続性が保たれてエコトーンが存在し、生物の重要な生息場になりやすいなどが期待される。しかし、社会の発展とともに治水等を目的にして湖岸の人工化など人為的な改変が行われてきた。

図 3.3-1 は汽水湖(データのある 53 湖沼)を対象とし湖岸の改変率(人工護岸と半自然湖岸)と湖岸の土地利用状況(市街地・工業地と農業地)を整理したものである^{*1}。これらを見ると、大きく次のグループに区分することができる。

- [A]: 湖岸が市街地・工業地、農業地として利用されている割合が高く、湖岸の改変率も高い(人工化が比較的進んでいる)汽水湖。
- [B]: 湖岸が市街地・工業地、農業地として利用されている割合、湖岸の改変率がどちらも概ね半分以下の汽水湖。
- [C]: 湖岸が市街地・工業地、農業地として利用されている割合、湖岸の改変率がどちらも低い(人工化が比較的進んでいない)汽水湖。
- [D]: 湖岸が市街地・工業地、農業地として利用されている割合が高いが、湖岸の改変率が低い(人工化が比較的進んでいない)汽水湖。

※1: 環境省(1993)「第 4 回自然環境保全基礎調査 湖沼調査報告書」

湖岸の土地利用が市街地等で利用されている中、人工化が進んでいる汽水湖[A]は 53 湖沼のうち 18 湖沼と約 1/3 が該当しており、主に本州の汽水湖であった。

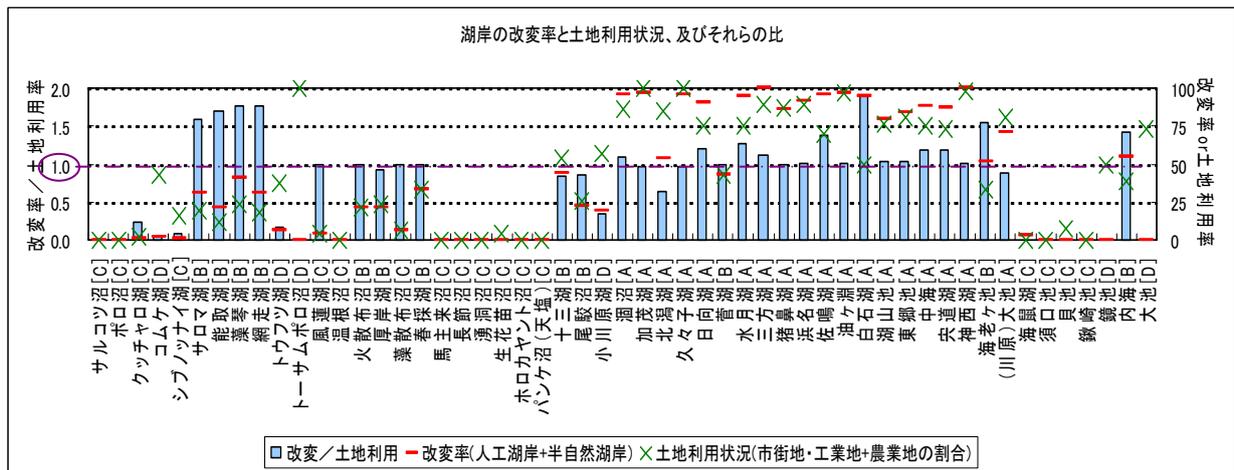
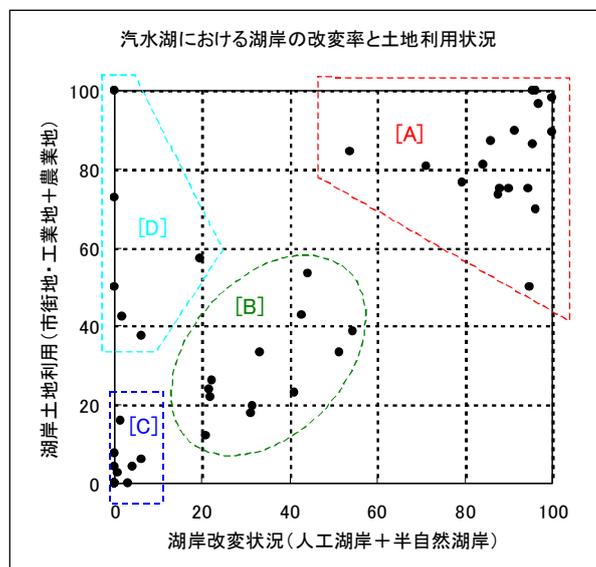
一方、北海道地方の汽水湖は[B]に該当するものが多く、自然湖岸が比較的残されている。ただし今後、これら[B]グループの汽水湖の湖岸人工化が進み、[A]グループに該当することになる場合、生態系サービスをできるだけ維持することが一つの課題となると考えられる。また湖岸が市街地等としての利用割合と湖岸の改変率のどちらも低い汽水湖[C]は北海道と上甕島汽水湖群(海鼠池等)が見られており、これらも自然湖岸の保全が課題となる。

これらとは別に湖岸が市街地・工業地、農業地として利用されている割合が高いのにも関わらず、湖岸の改変率が低い(人工化が比較的進んでいない)汽水湖[D]がいくつか見られていた。コムケ沼などは土地利用が主に牧草地であることから、湖岸の人工化が進んでいないものと考えられる。

また小川原湖も[D]グループに該当する。小川原湖については、平井(1998)^{*2}は次のように、「将来の海面上昇を考慮しながら現在の自然状況を生かし、これ以上人為的改変を加えないで地域の住民が湖を持続的に利用し、共存できるような開発・利用を指向すべき」と指摘している。

- ・ 集落は高い段丘面にのみ立地し、低い段丘面は主として水田として利用されているが、小川原湖の平均湖面より 50cm ほど高く、めったに浸水をしない。
- ・ 湖岸の人々の多くは夏場に主として農業を行うが、9 月から翌 3 月までは湖の漁業を営んでおり、これは豊かな漁業資源を産するという自然状態における小川原湖の特性を生かした地域の人々の智慧である。
- ・ このようなことから、小川原湖では農業と漁業を共存させ、あえて湖岸に堤防を作らずに高率の土地利用を行ってきた。→「環境保全型の開発」

※2: 平井幸弘(1998)「湖沼の開発利用と環境保全」地形工学セミナー2 水辺環境の保全と地形学(日本地形学連合編), 古今書院, PP107~108.



* 湖沼名に添えているアルファベットは上図で該当するグループ名を示す。

図 3.3-1 汽水湖(データのある 53 湖沼)における湖岸改変率(人工護岸と半自然湖岸)と湖岸土地利用状況(市街地・工業地と農業地の割合)

※1: 環境省(1993)「第 4 回自然環境保全基礎調査 湖沼調査報告書」のデータに基づき作成。

[3] 浚渫に伴う影響

汽水湖においては、水質保全やその他の目的により浚渫が行われるケースが多い。

例えば、油ヶ淵では水質浄化を目的とし、ヘドロ浚渫や覆砂が行われており(表 3.3-2)、「自治体アンケート」では、底層の貧酸素化や栄養塩類(TN、TP)の低減が効果として挙げられている。

表 3.3-2 油ヶ淵の水質保全対策

	全体計画	平成19年度まで	平成20年度以降
事業量	<ul style="list-style-type: none"> ・河川直接水質浄化施設4箇所 ・ヘドロ浚渫 49.4万m³ ・油ヶ淵覆砂 14.1万m³ ・植生浄化 9,000m 	<ul style="list-style-type: none"> ・河川直接水質浄化施設4箇所 ・ヘドロ浚渫 48.8万m³ ・油ヶ淵覆砂 4.6万m³ ・植生浄化 1,800m 	<ul style="list-style-type: none"> ・ヘドロ浚渫 0.6万m³ ・油ヶ淵覆砂 9.5万m³ ・植生浄化 7,200m
事業費	96.6億円	76.8億円	19.8億円
進捗率	—	80%	20%

※愛知県提供資料

ただし、浚渫に伴う影響(課題)も見られている。「自治体アンケート」では、浚渫による水質改善効果が明瞭化に至っていない汽水湖も多く、予算との兼ね合いで中断している例(湖山池など)もある。

山室(2006)によると浚渫やその後の浚渫土廃棄場造成による湖岸の改変(図 3.3-2)に伴う浅水域における自然浄化能力低下が懸念されている。

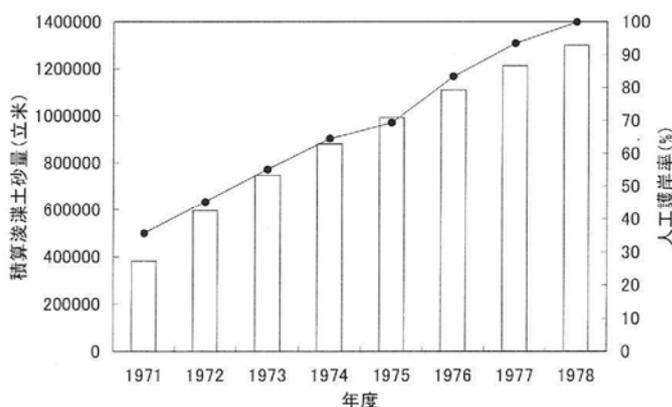


図 3.3-2 積算浚渫土砂量と人工護岸率の推移(諏訪湖の例)

※浚渫土を利用して埋め立てが進み、新たに利用可能となった土地を守るために人工護岸が増加した例である。

※山室真澄(2006)「[総説] 浚渫が水環境に及ぼす影響」海洋理工学会誌 12 (2), PP59-63.

また浚渫跡地では、窪地が形成されることにより、その部分の貧酸素化～硫化水素発生、栄養塩類の溶出などの問題が生じやすくなる。

中海では弓浜半島沿いには浚渫跡地・窪地(図 3.3-3)が多く見られており、そのような問題が懸念される。

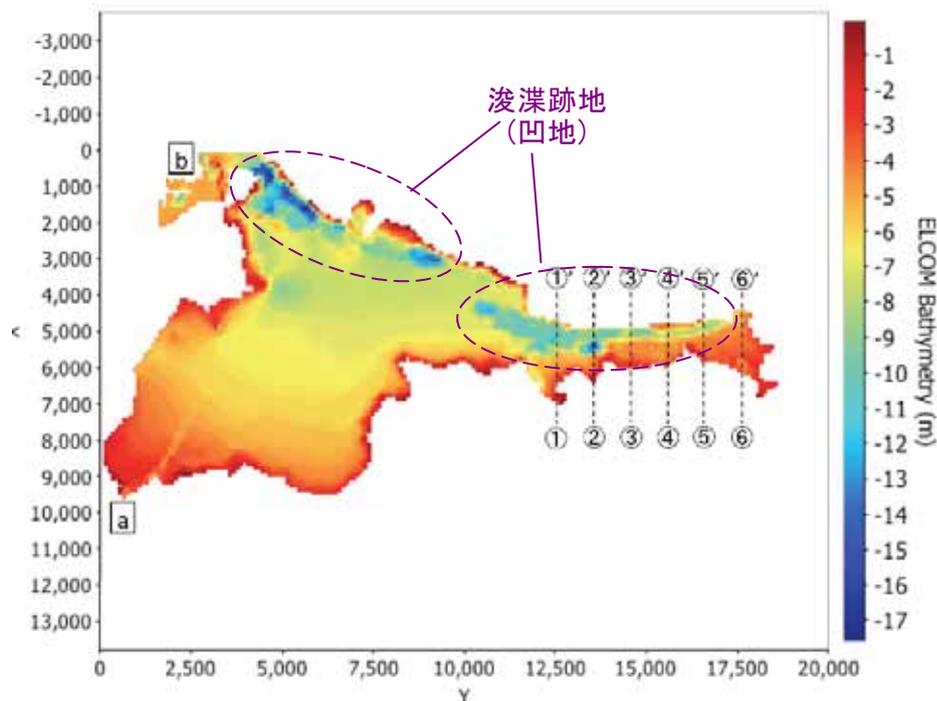


図 3.3-3 中海の水深図

※矢島啓・神宮司仁(2010)「3次元湖沼水理モデルELCOMを用いた窪地に注目した中海の流れ」平成 19 年度～平成 21 年度科学研究費補助金 [基盤研究(A)] 研究成果報告書, 高濃度酸素水生成装置を用いる汽水湖貧酸素水塊の水質改善及び湖底の底質改善(研究代表者: 清家泰), PP21-33.

このように浚渫については、(汽水湖に限らず淡水湖も含め)水質浄化が目的であっても不用意に行うことにより、逆に水質を悪化させてしまう懸念がある。このため、浚渫を水質浄化技術の一つとして活用するには、浚渫に伴う影響に関する科学的な調査・検討による裏付けや、浚渫に伴う汚濁を防止する対策が必要である。

[4] 人為的な要素に伴う塩分変化

汽水湖において塩分は環境に左右する要素の一つになっており、その塩分変化は水質や生物等へ影響を大きく及ぼしやすい。

下流側に塩分調節堰を設けている神西湖などでは、目標とする環境(シジミの増殖しやすい環境など)に適合できそうな塩分環境になるように調節していることから、塩分変化は水質や生物等へ影響を大きく及ぼしやすいことがわかる。湖山池では、農業用水利用を目的とし、昭和 41 年以降、堰水門操作による塩分調節が行われて淡水化傾向となり、漁獲量減少やアオコ発生、ヒシの大繁茂などが見られていた。しかし、現在はアオコやヒシ対策として高塩分化を図っている。

また湖口の改変においては、外海(下流側)からの塩水の流入量が増加することから湖内塩分も大きく変わり、湖内環境が一変することが想定される。浜名湖(表 3.3-3)やサロマ湖など湖口の改変により外海から海水が遡上して湖内が高塩分の状況(海域に近い環境)になっている。

浜名湖においては、松田(1999)は「塩分(湖内全平均)が 1950 年代～1965 年頃で増加傾向にあり、これは 1950 年代前半からの湖口(今切口)の改変(導流堤建設等)による影響によるもの」と指摘している。図 3.3-4 に浜名湖の塩分経年変化を、図 3.3-5 に浜名湖今切口の状況変化を、表 3.3-3 に浜名湖地形改変の記録を示す。また松田(1999)は、浜名湖の地形改変に伴う水理系・水質系の応答を図 3.3-6 のように模式化してとりまとめている。

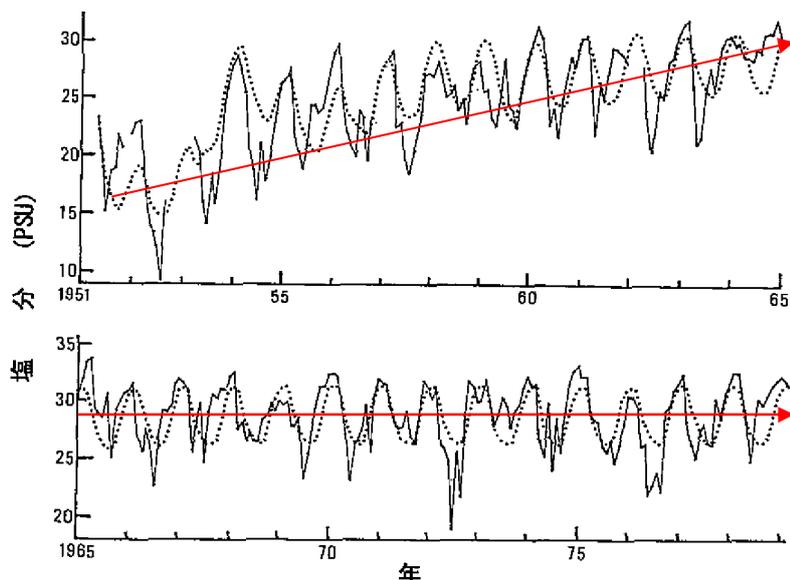


図 3.3-4 浜名湖の塩分(湖内全平均)経年変化

※実線：実測値(静岡県水産試験場浜名湖分場(1980)「浜名湖定点観測表」、点線：計算値
※本図：松田義弘(1999)「浜名湖のふしぎー内湾の自然と海水の動き」静岡新聞社, PP136.

表 3.3-3 浜名湖地形改変の記録

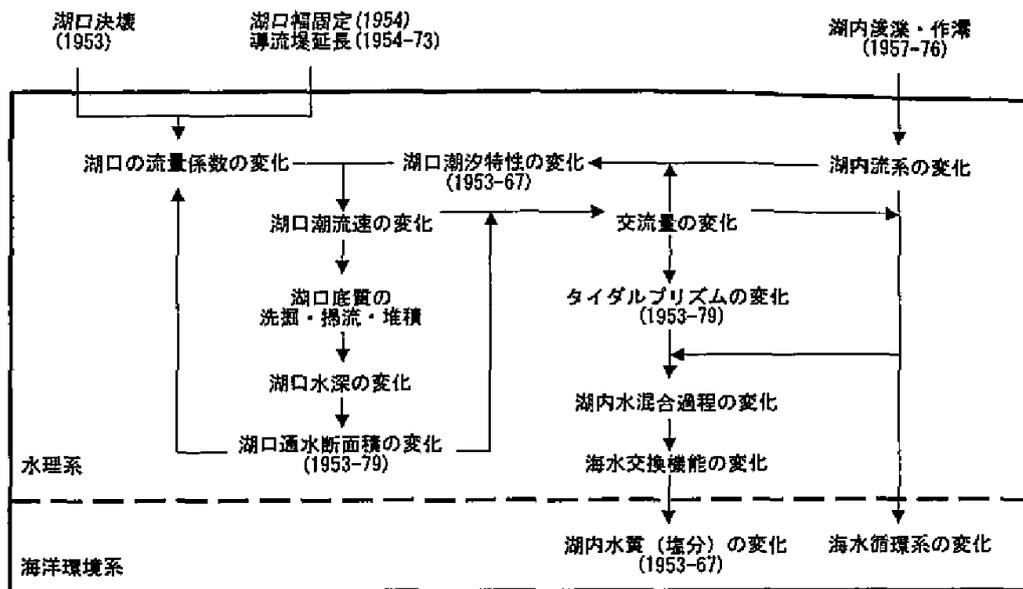
1498年	大暴風により湖口決壊、今切口を生ず	1957年	東海道鉄橋改架(～1958年)
1923年	舞阪西ノ浦 13,500坪埋立許可	1959年	国道橋(弁天大橋)改架
1927年	弁天島・新居間架橋工事開始(～1932年)	1963年	東海道新幹線鉄橋竣工
1932年	弁天島(乙女・千鳥園・観月園)埋立	1968年	国道橋(中浜名橋)改架
1946年	今切口浚渫工事	1969年	碓瀬浚渫(～1974年)
1953年	台風13号で今切口800mに拡大	1970年	浜名湖浅海漁場開発工事開始(～1972年)
1954年	今切口200mに固定化	1972年	国道橋(西浜名橋)改架
1955年	今切口導流堤工事開始(～1972年)	1976年	競艇新大橋改架
		1986年	都田川ダムの構築

※松田義弘(1999)「浜名湖のふしぎー内湾の自然と海水の動き」静岡新聞社, PP129.



図 3.3-5 浜名湖湖口(今切出口)の変遷

※青木伸一「浜名湖の環境変化とその要因について」(ヒアリング時提供資料)



カッコ内の数字は変化の期間を表す。

図 3.3-6 浜名湖の地形改変に対する水理系・水質系の応答

※松田義弘(1999)「浜名湖のふしぎー内湾の自然と海水の動き」静岡新聞社, PP131.

中海・本庄水域は国営中海土地改良事業の干拓予定地として、1981年に森山堤防、北部承水路、大海崎堤防、西部承水路堤防からなる干拓堤防で中海と切り離されていた(図 3.3-7)。しかし、堤防の開削が“昔の地形に戻せば昔の中海によみがえること”を期待する市民感情に合致し、西部承水路堤防が2007年から2008年にかけて水深3.4mまで撤去された。また、森山堤防は、2009年5月に水深5.5mまで開削された。

ところが、これらの堤防撤去・開削に伴って中海、境水道からの高塩分水が本庄水域に流入し、本庄水域は中海本湖と同様に水深4m付近に明瞭な塩分成層が形成されるようになり、暖候期には数ヶ月、底層が貧酸素化する状況が見られている(図 3.3-8)。この結果、水深5m近くにおいては開削前に見られていたホトトギスガイが開削後に見られなくなっていた。

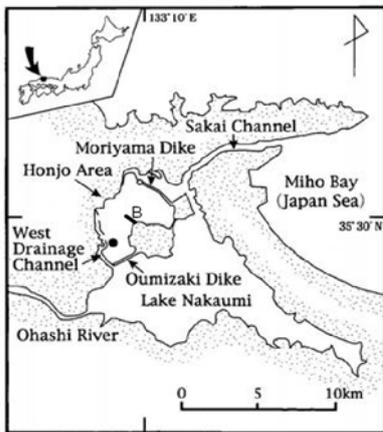


図 3.3-7 中海・本庄水域とその周辺

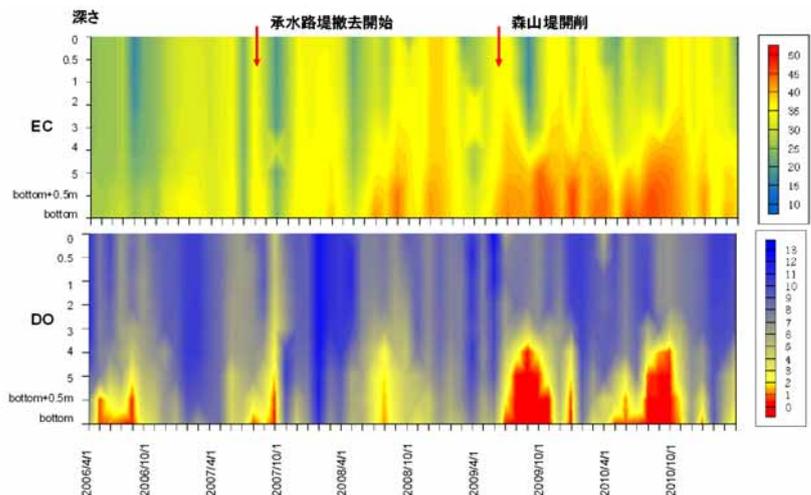


図 3.3-8 本庄水域(図 3.3-8 中の●地点)の EC、DO の時系列鉛直分布図

※図 3.3-7～8: 山室 真澄, 神谷宏, 石飛裕(2012)「沿岸域における人為的改変と自然再生-中海本庄工区の堤防開削を例として」応用生態工学 15(2), PP221～231.

このように、汽水湖は塩分の変化に伴う水質や生物等への影響の応答が大きく現れると考えられる。このため、自然環境保全・水質改善を目的とした場合においても、汽水湖において人為的な行為を行うときは、その影響に関する科学的な研究による裏付けや、影響を低減する対策が必要である。

[5] 自然状態のまま保全されている汽水湖

汽水湖は人口が集中する平野部に存在しやすいことから、前述のように浚渫や湖岸の人工化などの人為的改変などが行われてきたものが多い。しかし、中には人為的改変があまり行われず、自然状態に近いまま保全されている汽水湖がある。例として、鹿児島県上甕島の湖沼群（海鼠池^{なまこいけ}、貝池、鋤崎池^{くわさきいけ}、須口池）が挙げられている（図 3.3-9）。

ここでは、上甕島の湖沼群（海鼠池、貝池、鋤崎池、須口池）を紹介する^{※1}。

※1：環境省が平成 24 年 2 月に実施した学識者ヒアリング結果に基づく。



図 3.3-9 (1) 上甕島の湖沼群位置図
(海鼠池, 貝池, 鋤崎池, 須口池)

※地図：松山通郎(1987.10)「海に抱かれる三つの湖沼ー上甕島の池沼」日本の湖沼と溪谷 12 ぎょうせい, PP54.

※写真：(株)薩摩川内市観光物産協会・薩摩川内市 観光・シティセールス課「こころ 薩摩川内 観光物産ガイド」
(<http://satsumasendai.gr.jp/>)



図 3.3-8 (2) 鋤崎池と長目の浜

※写真：(株)薩摩川内市観光物産協会・薩摩川内市 観光・シティセールス課「こころ 薩摩川内 観光物産ガイド」
(<http://satsumasendai.gr.jp/>)

(1) 上甕島の湖沼群の生い立ちと水の流れ

海鼠池、貝池、鋤崎池の生い立ちは数千年前に遡る。数千年前、海鼠池北端から北西に連なる断崖の侵食により、海中に崩れた岩石が強い沿岸流により南東方向へ運搬され、海鼠池北端から徐々に堆積伸長し、海面下にへこみを横切るように礫州が形成された。その後、界面の低下に伴い、その礫州上部が海面上に露呈され、今の長目の浜が出現し、海鼠池、貝池、鋤崎池が形成された。長目の浜は、石の塊がピラミットのように2~3kmも渡って細長く堆積して、外海を仕切っている。

貝池では、礫州を通じて海水が流入する。ただし、礫州は、ビーチロックされ、コンクリートのようにしており、流入する一方の半浸透膜の様な状況になっている(図 3.3-10)。特に、平均海面が上昇する夏季の満潮時には、集中的に海水が貝池下層へ浸透する。

貝池の水は、海鼠池へ流れて海鼠池の北側から外海へ流出する。海鼠池については、貝池からの流入と、礫州を通じた外海との水交換が見られる。外海との水交換(貝池と違って出入り)が行われるのは、海鼠池側の礫州は、礫が最も近くに運搬されて形成されているので、粗い礫で構成されており、隙間が大きくなっていることが左右していると考えられる。

鎌崎池については、海鼠池、貝池と同様に礫州を形成するが、その礫州は、礫が最も遠くに運搬されて形成されているので、小さい礫で構成されており、間隙が小さくなっている。このため、礫州を通じた外海との水交換が、3湖沼の中では最も行われにくくなっている。このため、また湖の集水域が比較的広いので、淡水流入が多い傾向にある。この結果、湖岸には水生植物が繁茂し、海鼠池とは対照的に山間の湖のような印象を与える。いずれは、須口池のように、陸化しつつあると考えられる。

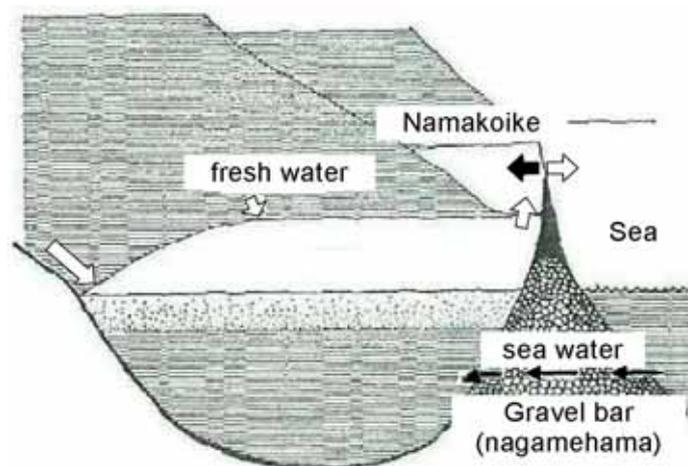


図 3.3-10 貝池への海水流入機構(松山通郎氏資料)

(2) 上甌島の湖沼群の塩分・成層特性

貝池の塩分は、下層は海水と同程度のものであり、その上に低塩分層ができる。成層は季節に応じた変化が見られるが、混合することはない。梅雨時期に淡水が入ってくるので境界が明瞭になる。秋～冬に若干不明瞭になるが、成層が残っている。このように、貝池で強固な成層が見られるのは、海水がじわじわと下層へ浸透する反面、水の出入りが頻繁でないことによると考えられる。

貝池では、(特に夏季に)水温が中間で高温になる。これは、太陽により上層水温が上昇して、表面で放熱が見られるが、その中間層では塩分による強固な成層が存在するた

め、その層が動かず放熱もされず、蓄熱されたままとなって高温になっているためである（温室ハウスと同じ原理）。この結果、水温が高いときには 40℃くらいまで至り、この部分では貝類等は生息できなくなる。また貝池では、水深 4~6m で溶存酸素量(DO)が著しく減少し、それ以深では硫化水素が高濃度で発生・蓄積している。

海鼠池は成層しているが、貝池ほど強固ではない。また、台風等の到来に伴い、波浪によるオーバーフローや礫州が決壊して海水が入ってくるので、その分、塩分が高い。

鯨崎池は、外海との水交換が行われにくいことから淡水に近い状況にあり、強固な成層が形成されにくい。また須口池は水深が 1m 程度と浅いことから、混合しやすい状況にある。

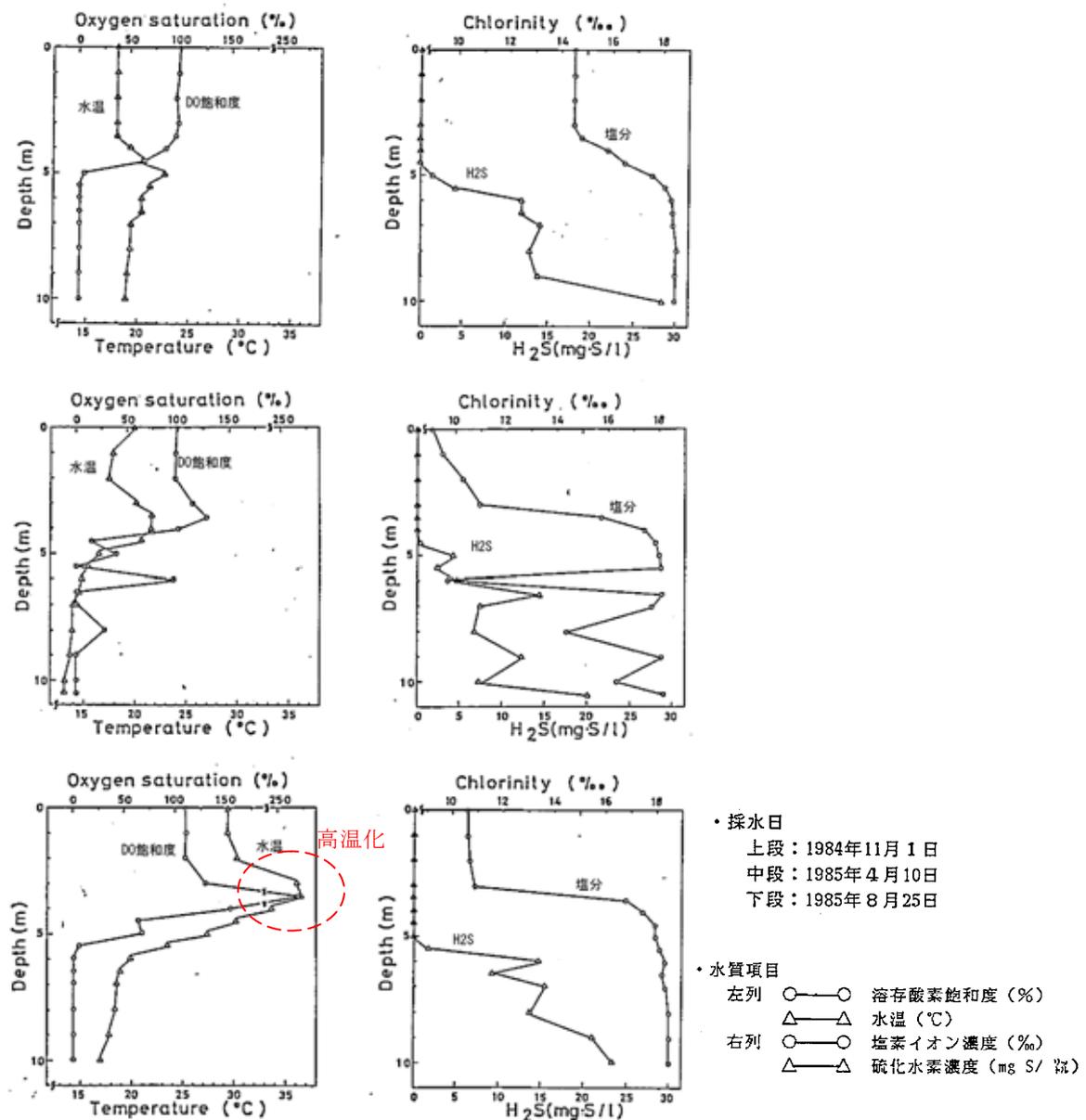


図 3.3-9 貝池の鉛直分布 (溶存酸素量(DO)、水温、塩化物イオン、硫化物イオン)

※山室真澄(1986)「日本の汽水性海跡湖における多毛類・貝類の分布とそれを規定する環境条件」

(3) 貝池の光合成細菌

貝池においては、光合成細菌が4~6m層に存在している。水深4~6m層は光度が弱いものの、その層まで届いている。

貝池に光合成細菌が多いのは、上下層が分離された成層状態が強固に安定して保たれていること、硫化水素が多く含まれることによるものと考えられる。また、底層で溶出する栄養塩類は、4~6m層の光合成細菌に使われるため、上層では少なくなる（光合成細菌による栄養塩類の独占）。ただし、貝池では、中間層で高温となる傾向があり、水温が40℃程度まで上昇すると光合成細菌も死滅する。

(4) 生物の生息状況

貝池では、アサリ、キス、トウゴロイワシなどが表層に生息している。植物プランクトンはあまり多くなく、夏季に高温化するとき死滅する。このため、その珪藻類等の死骸が湖底に堆積する。この堆積は、毎年続くので、湖底の堆積層が顕著に年縞状態（年毎の層になって堆積）になっている。また北岸沿いに植物帯（ヨシ）が見られている。

海鼠池では、台風等の到来に伴って波浪によるオーバーフローや礫州が決壊して海水が入ってくるので、海草が繁茂しているとともに、海産種の魚類が多く見られる。

(5) 湖沼群と人々の関わり

上甕島の湖沼群の大きな特徴として、人の手が加わっていない、自然の状態に近い汽水湖であることが挙げられる。湖沼群に人家が近いものの、住民たちが共同で管理しており、できるだけ自然を保護しようということで、船は手こぎのみを使用し、船外機付き等は使われていない（地元自治体と地域住民により船外機の持ち込み禁止や漁期設定などを図りながら自然保護を徹底している）。

湖沼群の利用については、キス等の釣りや水浴が個人的に行われるが、水産は行われていない。海鼠池は、江戸時代に大村湾からナマコを移植したのが名の由来であるが、成長しなかったため、その後、ナマコ養殖は行われていない。須口池では、昔、満潮のときに海水を入れて締め切り、何ヶ月かエビを育て干潮のときに湖水を放流して水位を下げ、育ったエビを獲るといったことが行われていた。湖沼群における人の利用としてはこの程度である。

過去に開発の話や光合成細菌の活用の話などがあったが、実現していない。また自然遺産にすると集客による環境影響が懸念される。

以上のことから、上甕島の湖沼群のように自然豊かな湖沼環境が残されている汽水湖では、人間が利用しない環境を保全し続けるかどうか、保全するとすればどのように人と湖沼が持続的に付き合っていくかが課題であると考えられる。

<コラム 17>50 年前の頃の湖沼と人々の関わり^{*1}

日本の湖沼沿岸域では、1950 年代はじめ(昭和 20 年代末)まで周辺の住民の生活に密接しており、独自の肥料藻文化が形成されていた。湖沼の豊かな生物生産は、沿岸の人々に沈水植物や魚介類など様々な形で農業生産に必要な肥料や生活に欠かせない食糧などを供給するものであった。また貝殻は貝灰として肥料や漆喰^{しっくい}に、海藻は糊の原料に、湖沼の植物帯は害虫駆除にも使われるように、湖沼の生産物は生活資材の原料として活用されてきた。このような活動は、湖沼に蓄積する栄養塩類を湖外へ除去することにもつながり、湖沼環境を維持してきた(図 C17-1)。

さらに湖沼は沿岸の町村を水運で結び、活発な物資の輸送を可能とし、湖沼の周囲で育つ子供たちにとってそこは遊び場であるとともに学習の場にもなっていた。

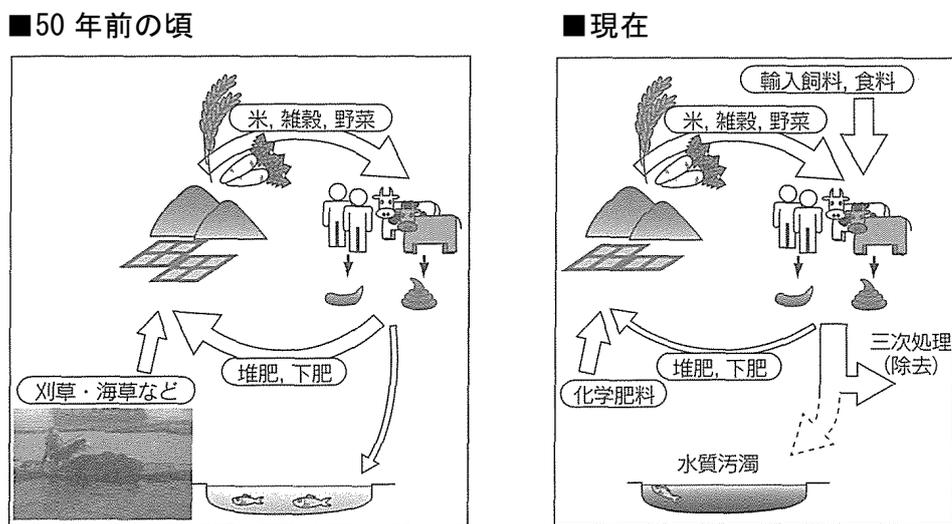


図 C17-1 栄養塩類の循環のイメージ(50 年前の頃と現在)^{*1}

例えば、中海では遅くとも 18 世紀から近代を通して 1950 年頃(昭和 20 年代まで海草や海藻の双方を肥料用として採集していた。このため、肥料藻採集権が 18 世紀の享保年間以前に松江藩が住民へ認めてから 1960 年頃まで漁業権とは別に存在していた。1940 年代末における中海の海藻採集量は年平均収穫量で約 56,000t 以上に及んでおり、採藻船は 2000 隻以上であった。

浜名湖においても肥料藻の採集が行われており、その大半がアマモであった。採集量は静岡県の公式統計では 1907 年～1912 年に平均 11,000t 余り、世界恐慌等で一時的に低下したが、太平洋戦争前後における食糧難の対応もあり、1951 年に 11,500t 余りとなっていた。ただし、実際の採集量は、鈴木(1956)^{*2}によるとその 5～10 倍の採集量であったと指摘されている。また、浜名湖とその周辺の農業経営の関わりを模式化したものを図 C17-2 に示す。本図に示すとおり、和船で採集した藻を陸地へ運搬し、2～3 日乾燥させてから畑に施肥していた。

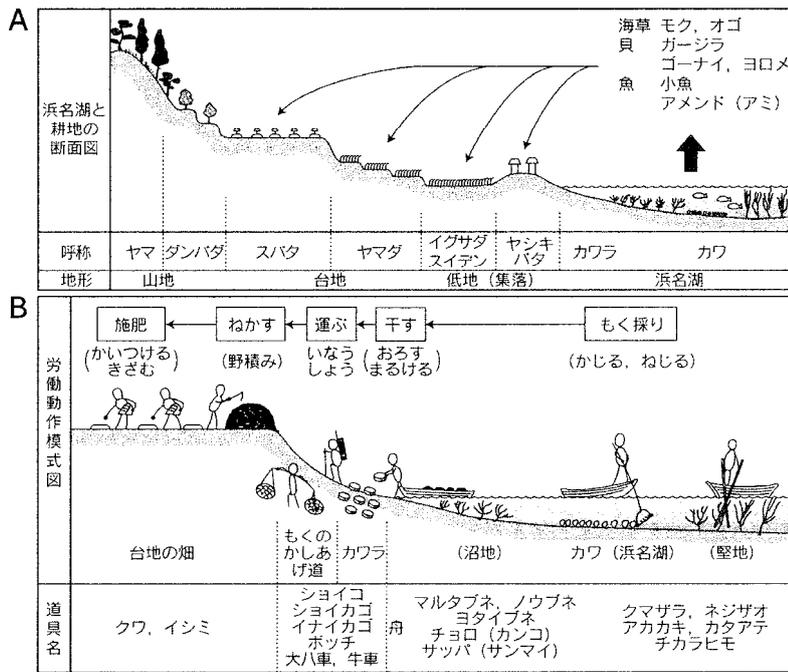


図 C17-2 浜名湖とその周辺の農業経営の関わりのイメージ

(A : 浜名湖の耕地補完関係の模式図、B : 藻草に関わる動労働作の模式図)

※静岡県教育委員会文化課編(1984)「静岡県文化財調査報告書 30 浜名湖における漁撈習俗 I」静岡県教育委員会

三方湖では、1930年頃まで湖面一体に藻草やヒシが繁茂して船の航行障害を起こすほどであったが、藻草は水田の肥料に、ヒシの実は食糧になることから、その採集をめぐる集落間の争いが見られていた。

このように肥料藻が採集されていたのは、上記の湖沼のほかに宍道湖、神西湖、湖山池、東郷池、涸沼など多くの汽水湖、さらに霞ヶ浦、八郎湖、河北潟など現在では淡水化された湖沼や元々淡水湖であった琵琶湖、手賀沼、印旛沼など全国の湖沼で見られていた。

しかし、戦後の高度経済成長期を経て日本の産業構造と生活様式は大きく変化し、化学肥料や輸入食糧の普及に伴って肥料藻文化が衰退し、図 C17-1 に示すような栄養塩類の循環がとぎれている。また(汽水湖に限らず)平野部の湖沼では、沈水植物が1960年頃には全国的に衰退するようになっていた。この結果、湖沼では集積する栄養塩類は蓄積する一方であり、植物プランクトンが増殖しやすい汚濁した湖沼環境に変わりつつあり、現在に至っている。

例えば中海では、平塚ら(2003)^{※3}によると、1955年頃まで水深が浅い水域にアマモなどの沈水植物が約2,000haの面積で見られていたが、アマモ帯は1955年頃から急速に姿を消すようになった。1961頃には2m以深の250ha程度に育成するだけとなり、その後、岩礁地帯のウミトラノオも減少し、1960年代末には海草、海藻のほとんどが見られなくなった。

※1:平塚純一・山室真澄・石飛裕(2006)「里湖 モク採り物語—50年前の水面下の世界」生物研究社

※2:鈴木三郎(1956)「浜名湖漁業及び漁業権の研究」浜松昭和堂

※3:平塚純一・山室真澄・石飛裕(2003)「アマモ場利用法の再発見から見直される沿岸海草藻場の機能と修復」土木学会誌 88, PP79-82.

※4:宮地伝三郎(編)(1962)「中海干拓淡水化事業に伴う魚族生態調査報告書」島根県

<コラム 18> 植物帯の異常繁茂による影響

湖沼の植物帯については、衰退することにより水生生物の生息場縮小などが懸念される。一方、湖内（汽水湖、淡水湖問わず）の植物帯が異常繁茂の状態になると、底層の貧酸素化の発生、漁船の航行や漁具設置への支障・影響などの問題が見られている。このような異常繁茂による影響は汽水湖でも見られている。

例えば湖山池や三方湖では、ヒシの異常繁茂による影響が見られていた。湖山池の場合、海水の2～3%程度（塩化物イオン 150～300mg/L）で管理されていたが、富栄養化の進行に伴ってヒシが異常繁茂することになった。しかし、現在ではヒシ抑制を目標の一つとして塩分調節（高塩分化）を図ることにより、ヒシの異常繁茂による影響を低減している（後述「4.4.2 塩分調節の概要」を参照）。

三方湖では、昭和45年頃から植物帯が大きく減少したが、平成14年頃からヒシが再繁茂し始め、平成20年頃には、湖面の大半を占めるほど異常繁茂するようになった（図C18-1）。ヒシの異常繁茂に伴って湖面が覆われることにより、水面と大気酸素のやりとりが遮断されるため、湖内の溶存酸素量(DO)減少が見られおり、魚類等の生息環境への影響も懸念されている。このほか、漁船や観光遊覧船の航行阻害、強風時には根が切れて風下に集積し、それが腐敗により異臭を放つなどの問題が見られており、観光地としてのイメージも損なっている。

このため、三方湖ではヒシの刈り取りが行われているが、平成21年にはヒシ面積が200haの規模に及ぶこと、また刈り取り後に残った種子から再繁茂する可能性があることから、完全に除去することができない問題を抱えている。

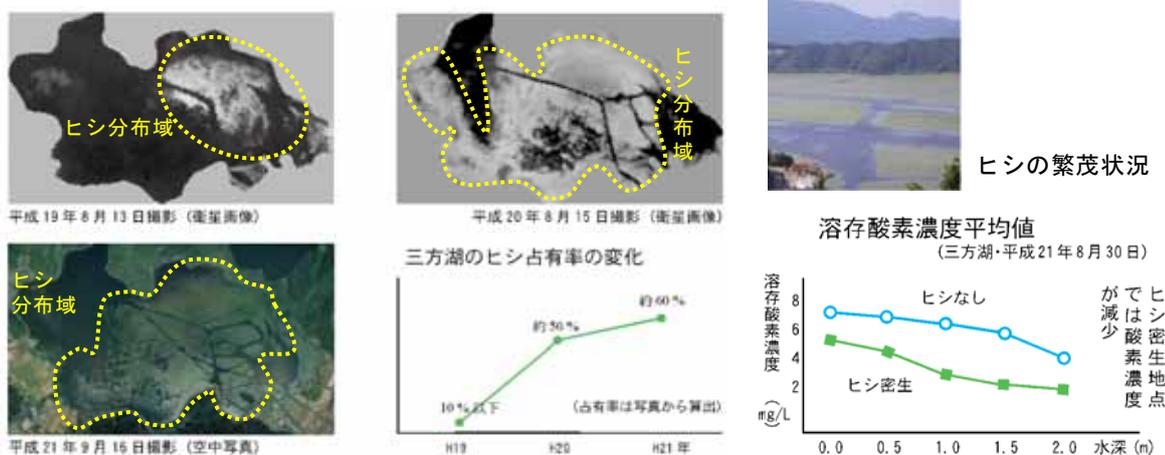


図 C18-1 三方湖のヒシ繁茂状況とヒシ帯の窒素・リン現存量、ヒシ有無の溶存酸素比較

※福井県若狭町(2010.10)「広報わかさーヒシのきもちー」

福井県若狭町ホームページ(<http://www.town.fukui-wakasa.lg.jp/file/page/740/doc/4.pdf>)

このほか、平成 17 年 5 月、宍道湖でもシオグサ類の大量発生により湖底面が覆われ、シジミの斃死が見られている(三浦ら, 2006^{※1})。

また浜名湖では毎年夏期を中心にアオサが繁茂するが、湖岸に打ち寄せられたアオサが腐敗して悪臭を及ぼしたり、異常繁茂や湖岸に堆積したアオサが貧酸素化や底質悪化をもたらしてアサリ等の生育を阻害するなど、環境や漁業に影響を与えている。このため、民間事業者の協働を得ながらアオサを除去し、その有効利用する取組が行われている^{※2}。なお、海岸へ打ち上げられたアオサの異常発生の問題は、三河湾など全国の海域でも見られている。

※1: 三浦常廣, 安木茂, 品川明, 戸田顕史(2006)「ヤマトシジミへい死要因調査」島根県内水面水産試験場事業報告, PP16-29.

※2: 三河湾環境チャレンジ実行委員会(2011)「アオサ活用に関する調査報告書」蒲郡市ホームページ (<http://www.city.gamagori.lg.jp/unit/kikaku/aosa-hokoku.html>)

3.4 汽水湖の課題(まとめ)

前項までの検討結果や「自治体アンケート」等を踏まえ、汽水湖の課題について整理した。なお、これら課題の一部は後述する「第4章 汽水湖の保全対策に向けて」(p154～242 参照)における検討の基礎資料とした。

◆水質状況に係る課題

(1) 環境基準未達成

- ・汽水湖の大半は、依然、環境基準達成率が低い状況にあり、明瞭な水質改善傾向まで至っていない。
- ※CODの環境基準では、達成率が約10%未満(21箇所中2箇所)である。また窒素及び磷については、どちらかを達成しているのが各々で約27%(15箇所中4箇所)、ともに達成していたのが約13%(15箇所中2箇所)であった。
- ・その要因としては、難分解性有機物の存在や流域(非特定汚染源など)からの負荷、湖内の内部生産などがある。

→「3.1.1 汽水湖の環境基準達成状況[1], P71～73」を参照

(2) 水質形成過程の複雑性

- ・汽水湖では、潮汐・塩分の影響により水質形成過程が複雑なため、未解明な部分が多く水質悪化への対応が難しい。
- ・下層の高塩分層の存在により下層の流動低下や水質環境の悪化が生じる。

→「2.2.1 成層とそれに伴う現象[1]～[3], P9～11」, 「2.2.3 湖内の流動特性[1][2], P22～24」, 「2.2.4 湖内の水質・底質特性[1][2], P29～36」を参照

(3) 流域からの栄養塩類等の集積・内部生産による有機汚濁負荷の増加～水質悪化

- ・汽水湖は流域の最下流に位置することから、流域の栄養塩類等の汚濁負荷が集積するので富栄養化しやすい。
- ・また底層の貧酸素化に伴う湖底からのリン等の溶出により、植物プランクトン異常増殖など有機汚濁負荷の増加を促進することが挙げられ、水質が改善されない理由の一つになっている。
- ・このような汽水湖として、猪鼻湖、浜名湖、宍道湖、中海、厚岸湖、佐鳴湖、網走湖、春採湖など他多数がある。

→「2.2.4 湖内の水質・底質特性[1][2], P29～36」, 「3.1.3 汽水湖水質の課題, P79～100」を参照

◆水質悪化に伴う水産資源や水生生物などへの影響に係る課題

(4) 塩分変化に伴う環境影響

- ・塩分は、汽水湖環境を形成するための重要な決定要素であり、塩分の変化は水質や生物に大きな影響を及ぼす。このことから、塩分を調整する場合、トレードオフの関係が生じるため、目指すべき方向性やその調整が重要となる。例えば、塩分低下を図る場合、塩淡境界層低下に伴い、青潮の抑制、水生生物の生息域拡大(無酸素層縮小)などが期待できるものの、淡水化に伴うアオコの発生や漁獲量減少などが懸念される。塩分増加を図る場合、逆の影響が生じる可能性がある。
- ・このような課題が生じている汽水湖として、小川原湖(塩分層上昇に伴う水質変化や生物生息場の縮小の懸念)、網走湖や湖山池(塩分調節に伴う影響懸念)、サロマ湖や浜名湖(湖口拡幅に伴う高塩分化による環境変化)、佐鳴湖(塩分上昇傾向に伴う淡水魚への影響)などがあり、塩分変化に伴う環境の変化が見られていた。
- ・また、塩分調節については、網走湖、湖山池、東郷池、神西湖などで行われている。
→「3.1.3 汽水湖水質の課題, P79~100」, 「4.3 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標[1], P175~188」を参照

(5) 底層貧酸素化に伴う水産資源への影響

- ・汽水湖では、塩分の成層により底層が貧酸素化しやすく、それに伴い硫化水素の発生が見られる。この結果、水産資源に対し、青潮による酸欠死や硫化水素による斃死等の影響が見られている。青潮のような現象は、特に部分循環湖に該当する汽水湖で懸念されやすい。
- ・このような汽水湖として、網走湖(青潮)、浜名湖(青(苦)潮)、サロマ湖(硫化水素)、中海、白石湖(カキ養殖への影響)など他多数がある。ただし潤沼(滞留部の貧酸素化~シジミ酸欠斃死)や宍道湖(青潮)等の完全混合湖の汽水湖でも見られている。
- ・底層の貧酸素化については、閉鎖的な地形要因に加え、塩分成層が形成されやすいなどの特徴により自然条件でも生じうる特性があり、そのような自然条件由来の貧酸素化に対する場合は、流域からの有機物や栄養塩類の流入負荷、人為的な改変(浚渫等)等を抑制することで低減できない場合がある。
- ・このため、底層の貧酸素化の対策を講じる際には、過去の状況や貧酸素水塊形成の要因、現在生じている問題点などその汽水湖の特性を把握した上で対策を進めていくことが重要である(→後述の課題(18)と関連)。
→「3.1.3 汽水湖水質の課題[1], P79~92」, 「4.3 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標[2], P189~190」を参照

(6) 底質環境悪化(還元化・細粒化)に伴う水産資源・水生生物への影響

- ・底質の還元化は硫化水素の発生や栄養塩類等の溶出などをもたらし、水生生物や水質への影響を及ぼすほか、底質の細粒化を促進させるおそれがある。このような現象は底層が貧酸素化している汽水湖で多く見られている。
- ・底質の細粒化は、泥質の環境で生息できない二枚貝等の水生生物の生息場縮小などの影響が見られている。このような汽水湖として、藻琴湖、風蓮湖、穴道湖、パンケ沼[天塩]、涸沼、東郷池、神西湖などがある。
- ・底質環境悪化(還元化・細粒化)の要因については、底層の貧酸素化、湖の富栄養化の進行に伴うと考えられる。
- ・底質の細粒化は、汽水域が *Estuarine Turbidity Maximum* (汽水域における高濁度水塊) を形成しやすい特性を有するとともに、ダム等による土砂供給(砂)の減少等の流域土砂供給形態の変化や、湖岸環境の変化(護岸、消波施設、浅場造成等の人為的改変等)なども起因する可能性が考えられる(例：藻琴湖など)。
- ・また湖岸環境の改変(湖岸断面勾配増加や流動の緩和など、元来の姿を変えること)は、湖岸の還元化に伴う水質悪化やその付近の浅場に生息する二枚貝等への影響などの問題を及ぼすおそれがあることから、その湖岸環境が元々どのような環境を有していたのかを把握した上で、その環境に適した対応を図ることに留意する必要がある。

→「3.1.4 底質環境の悪化, P101~117」を参照

(7) 植物プランクトン異常増殖に伴う水産資源・水生生物・景観への影響、カビ臭発生

- ・植物プランクトンの異常増殖は、前項(6)の底質環境悪化(還元化・細粒化)などを促進し、水産資源を含む水生生物へ影響を及ぼすおそれがある。中には有毒渦鞭毛藻類等による影響もある。
- ・このような汽水湖として、浜名湖や猪鼻湖、中海、加茂湖などがある。
- ・ただし植物プランクトンの増殖は、流域からの栄養塩類等の負荷や気象条件などのほか、塩分も左右している。
- ・このため、アオコの発生による景観への影響やカビ臭等の発生は塩分が比較的低い湖沼で見られている。
- ・このような汽水湖として、網走湖、穴道湖などがある。

※湖山池は、過去にアオコ発生による問題が見られていたが、現在、アオコ対策として塩分調整を行っていることにより低減している。

→「3.1.3 汽水湖水質の課題[2], P93~97」を参照

(8) 水交換の低下による水質悪化

- ・湖地形に応じ、水交換が低下している部分で水質が悪化する汽水湖が見られる。
- ・このような汽水湖として、厚岸湖(湖奥のリンや COD 等が高い)のほか、浜名湖(湖奥)、佐鳴湖(湖口～海岸までの距離が長く交換しにくい)、水月湖(下流の久々子湖側の流出部)などがある。

→「2.2.3 湖内の流動特性[4], P28」を参照

◆水産資源や水生生物などに係る課題

(9) 豊かな生物の生息環境保全

- ・汽水湖は、生物の生産力が高いように豊かな生物の生息環境が存在している。そのような豊かな環境が漁業等を通じて人と汽水湖の関わりを深くしている。
- ・また、その汽水湖にのみ生息・生育する固有な生物（例えば涸沼のヒヌマイトトンボ、宍道湖のシンジコハゼなど）が見られる。
- ・このような生物の生息環境の保全が必要である。

→「2.3.1 汽水湖に生息する生物の特徴, P48～58」, 「2.3.2 汽水湖の生産力, P59～63」を参照

(10) 漁獲量・養殖量の減少

- ・底層貧酸素化に伴う水質変化や底質環境悪化(還元化・細粒化)、従事者の高齢化・減少などにより、漁獲量・養殖量の減少が見られる。
- ・このような汽水湖として、パンケ沼(天塩)、風蓮湖、涸沼、湖山池、東郷池、宍道湖、中海など多数がある。
- ・なお、網走湖、十三湖、小川原湖、涸沼、宍道湖におけるシジミ漁獲量合計は、昭和 58 年以降に減少傾向を示しており、平成 21 年には 7,900(t/年)と昭和 58 年の 3 割程度まで少なくなっている。

→「3.2 汽水湖の水産(漁獲量・養殖量)の変遷, P118～125」を参照

(11) 植物帯の異常繁茂に伴う影響

- ・低塩分の汽水湖において、ヒシ等の植物帯が異常繁茂すると、腐敗・悪臭発生、航行障害などの影響を及ぼす。
- ・このような汽水湖として、三方湖等がある。三方湖ではヒシの刈り取りが行われている。

※湖山池は、過去にヒシの異常繁茂による問題が見られていたが、現在、塩分調整を行っていることにより低減している。

→「3.3 人為的作用による汽水湖への影響 <コラム 18> 植物帯の異常繁茂による影響, P144～145」を参照

(12) 植物帯の減少～水生生物の生息場縮小

- ・ 全般的に沈水植物等の植物帯が減少し、水生生物の生息場縮小などが懸念される。
→「3.3 人為的作用による汽水湖への影響 <コラム17>50年前の頃の湖沼と人々の関わり, P142～143」を参照

◆人為的改変に係る課題

(13) 人為的改変に伴う影響

- ・ 湖岸の人工化や塩分調節、浚渫・埋立、干拓などによる環境影響が見られている。
- ・ このような汽水湖として、中海(堤防撤去と開削による本庄水域)、宍道湖(湖岸のヨシ植栽)、湖山池(淡水化(H23年以前))、サロマ湖や浜名湖(塩分化)など他多数がある。
- ・ なお、八郎湖や河北潟などは干拓に伴って完全に淡水化されている。
→「3.3 人為的作用による汽水湖への影響 [1]～[4], P127～137」を参照

(14) 生活排水、農業排水、畜産排水等の流域負荷

- ・ 水質が改善されない理由の一つとして、流域負荷が挙げられる。特に非特定汚染源負荷による影響が大きい湖沼が多いと考えられる。
- ・ このような汽水湖として、猪鼻湖、佐鳴湖(市街地化に伴う湧水減少も含む)、網走湖、風蓮湖、クッチャロ湖、白石湖など他多数がある。
→「2.2.4 湖内の水質・底質特性[1], P29～30」, 「3.1.1 汽水湖の環境基準達成状況[1], P71～73」を参照

◆人と汽水湖の関わりに係る課題

(15) 地域住民と湖沼の関わりの希薄化

- ・ 地域住民と汽水湖の関わりが希薄化されている傾向が多い。
- ・ 親水性低下や景観悪化に対する改善、人々が利用できる公園整備、環境学習や環境保全活動の場などの人と湖沼の触れ合いの場の創出により、地域住民と湖沼の関わりの濃密化を促進する必要がある。
- ・ 中海などでは海藻を刈り取り、その海藻を特産品等として活用し、地域住民等の湖沼への関心を高めることを試みている。
→「2.4.2 観光・親水活動等, P69～70」を参照

◆水質保全対策に係る課題

(16) 対策(流域対策、自然浄化、浚渫等)の効果が不明瞭

- ・流域対策や自然浄化、浚渫等の水質保全対策を講じても、明瞭な効果が出現するまでに至っていない汽水湖がある。
- ・このような汽水湖として、クッチャロ湖(下水道整備・家畜糞尿適正処理指導)、網走湖(ヨシ原浄化、植物帯の刈り取り)、厚岸湖(家畜排水適性管理の啓発)、北潟湖(生活排水対策、肥料流出防止、浚渫)、久々子湖(生活排水対策、肥料流出防止)、三方湖(浚渫)、東郷池(負荷削減、浅場造成等の自然浄化機能回復、浚渫)、中海(浚渫)など多数がある。

→「3.3 人為的作用による汽水湖への影響 [3], P133~134」, 「4.4.4 底質環境改善, P212~214」, 「4.4.5 生態系機能を活用した対策, P216~217」, 「4.4.6 流域対策, P218~222」を参照

(17) 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標づくり

- ・汽水湖では、原則的に上水道用水や農業用水、工業用水等の利水が見られない。一方、生産力豊かな特徴から水産(シジミ、アサリ、ホタテ、海産魚などの漁業・養殖)の利用が重要となっており、水産業の維持と発展が主なニーズになっている。また、親水性(湖畔利用等)や人の湖に対する意識の希薄化が課題になっている。
- ・また汽水湖においては、塩分や溶存酸素量(DO)が汽水湖環境に大きく左右するとともに、水産資源へ与える影響が大きい。
- ・このような背景から、汽水湖の対策等を行っていくためには塩分や底層の溶存酸素量(DO)などが有効な目安になると考えられる。

※溶存酸素量(DO)に関しては従来からのモニタリング地点になっている湖心だけではなく、水産資源等の生物の生息生育範囲の溶存酸素量(DO) (利用されているところの保全目標)に着目することも挙げられる。

※目標を見据えた塩分調整(青潮抑制のための低塩分化、アオコ抑制のための高塩分化など)を行う際には、各々のトレードオフの関係に留意する必要がある。

※漁獲量・水産資源量などの維持、増加を望む汽水湖が多い。

※涸沼では、「湖心水質が代表される場合が多いが、水環境の観点からは、生物の生育環境としての水際(ウォーターフロント)の水質が重要である。」という意見がある。

→「3.1.1 汽水湖の環境基準達成状況 [2], P74」, 「4.3 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標, P175~190」を参照

(18) 対策の計画立案

- ・人々が求める望ましい汽水湖の姿は、湖の利用目的、環境条件、人々の利害関係等によって異なっており、すべての目的を同時にかなえることができるわけではない。
- ・また汽水湖においては、流域の最下流に位置する閉鎖性水域である特性から、富栄養化や底層の貧酸素化は自然に生じる可能性があるとともに、豊富な栄養分が豊かな生産力をもたらす要素の一つであることに留意する必要がある。
- ・このため、対策の計画立案に際しては、まずその汽水湖に対して「地域が望む湖沼はどのようなものか」、「どのような効果を目指とするのか」を適切に設定することが重要である。
- ・その設定に向けては、その湖沼が本来どのような環境特性を有していたか、昔(高度経済成長期以前)は、人々がどのように湖沼と関わってきたのか、現在、何が問題になっており、地域で望まれていることは何か、湖を利用する人々の利害関係がどうなっているか、そのような効果が得られるのかなど、地域の声も聴きながらその湖沼の現状と課題、対策後の変化を捉えることが重要である。

→「第4章 汽水湖の保全対策に向けて、P154～241」を参照

(19) 汽水湖の環境を捉える調査・検討の実施

- ・汽水湖の環境は、塩分の変化などにより変化しやすく、その形成過程が複雑である。このことから、汽水湖の環境を捉えるための調査を行い、汽水湖の水環境保全を図るための基礎資料とすることが課題である。
- ・汽水湖環境の実態把握や保全対策等の検討を進めていく上では、水質データが月毎(最低でも季節毎)の通年的なデータや水深別データ(少なくとも上下層のデータ)などの蓄積が必要である。
なお、塩分や溶存酸素量(DO)等の鉛直分布を把握する際には、最下層の状況を捉えることができるよう調査地点(最深部を含め)や最下層の測定水深等の設定に留意する。
- ・汽水湖の流動・水質現象について、詳細な挙動を把握するためには、数値シミュレーションによる検討を行うことが挙げられる。ただし、その結果には不確実性が伴うことを認識しておくことが必要である。このため、モデルを構築するに先立って実測などで経験的に得られている量や評価から四則計算で行える程度の概略的な定量的な見積を行うことが必要である(例えば、ウェダバーン数による混合状況等の検討(前述「2.2.2 汽水湖の混合様式」(P13～18)を参照)など)。その後、シミュレーションより得られた結果が概略的な見積との差や、それぞれの係数を一般的な値の範囲で変化させた場合に得られる結果と実測値等との差などの誤算の範囲を想定しておくことが重要であり、その結果がある範囲で生じているものであること

を想定すること（その結果を過信しないこと）が必要である。

- ・また、対策（シミュレーション結果に基づいて計画立案した対策等も含め）を実施する際には、必ずモニタリング調査により対策実施中・後の状況を把握しつつ、その状況に応じた順応的対応を図ることも重要である。

→「4.5 汽水湖における調査, P223～233」を参照

(20) 現在の自然豊かな汽水湖環境の保全

- ・上甕島の汽水湖群(海鼠池、貝池等)のように、人の手があまり入っていない汽水湖もある。
- ・このような汽水湖では、その自然に近い状態を残すことを地元も希望しており、実際、そのように努められている。
- ・このため、そのような自然豊かな汽水湖環境を保全し続けるかどうか、保全するにはどのように人と湖沼が持続的に付き合っていくかということが課題として挙げられる。

→「3.3 人為的作用による汽水湖への影響 [5], P138～141」を参照